

# **Mikrobiologisch unterstützte Phytoremediation potentieller Radionuklidkontaminationen in alkalischen Substraten**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium  
(Dr. rer. nat.)

vorgelegt dem Rat der Biologisch-Pharmazeutischen Fakultät  
der Friedrich-Schiller-Universität Jena

von Diplom Geologe Lars Zeggel  
geboren am 13.03.1972 in Wolfsburg

1. Betreuer: Prof. Dr. Erika Kothe, Friedrich-Schiller-Universität Jena
2. Betreuer: Prof. Dr. Georg Büchel, Friedrich-Schiller-Universität Jena
3. Betreuer: Prof. Dr. Gert Bernhard, Forschungszentrum Dresden-Rossendorf

Tag der öffentlichen Verteidigung: 12.03.2009

## Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis .....	i
1 Einleitung .....	1
2 Material und Methoden .....	4
2.1 Gefäßversuch .....	4
2.2 Lysimeterversuch 2005 .....	5
2.3 Lysimeterversuch 2006 .....	7
2.4 Probenaufbereitung und Analyse .....	8
2.5 Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades .....	9
2.6 Bodenbakterien .....	10
3 Ergebnisse .....	12
3.1 Gefäßversuch .....	12
3.1.1 Charakterisierung der Substrate .....	12
3.1.2 Biomassen .....	13
3.1.3 Mykorrhizierung .....	14
3.1.4 Elementgehalte im Sprossanteil .....	15
3.1.5 Transferfaktoren .....	19
3.1.6 Menge der aus den Gefäßen entzogenen Elemente .....	23
3.2 Lysimeterversuch 2005 .....	24
3.2.1 Charakterisierung der Substrate .....	24
3.2.2 Biomassen .....	28
3.2.3 Mykorrhizierung .....	29
3.2.4 Inokulation mit <i>S. coelicolor</i> .....	30
3.2.5 Elementgehalte im Sprossanteil .....	32
3.2.6 Transferfaktoren .....	36

---

3.2.7	Menge der aus den Lysimetern entzogenen Elemente 2005 .....	39
3.3	Lysimeterversuch 2006 .....	43
3.3.1	Charakterisierung der Substrate.....	43
3.3.2	Biomassen.....	48
3.3.3	Mykorrhizierung.....	49
3.3.4	Inokulation mit <i>Nocardiopsis metallicus</i> .....	50
3.3.5	Elementgehalte im Sprossanteil .....	51
3.3.6	Elementgehalte in Blatt, Blüte bzw. Frucht.....	55
3.3.7	Transferfaktoren .....	56
3.3.8	Menge der aus den Lysimetern entzogenen Elemente 2006 .....	59
4	Diskussion .....	66
4.1	Gefäßversuche .....	66
4.2	Lysimeterversuche 2005.....	67
4.3	Lysimeterversuche 2006.....	71
5	Zusammenfassung .....	88
	Literaturverzeichnis.....	VII
	Danksagung .....	VII
	Eidesstattliche Erklärung.....	VIII

## 1 Einleitung

Infolge einer begrenzten Laufzeit kerntechnischer Anlagen in Deutschland wie auch in anderen Ländern ist durch den anstehenden Rückbau dieser Anlagen eine Zunahme radioaktiv belasteten Bauschutts absehbar. Ein Großteil des anfallenden Materials ist nicht oder nur sehr gering belastet, sodass er ohne Einschränkung weitere Verwendung findet. Ein anderer, weitaus geringerer Teil ist sehr stark belastet und muss somit unmittelbar einer gesicherten Endlagerung zugeführt werden. Daneben fällt ein gewisser Anteil schwach kontaminierten Materials an, welcher nicht uneingeschränkt genutzt werden kann.

Da die Endlagerung radioaktiv belasteter Materialien erheblich teurer ist als die Entsorgung auf konventionellem Wege wäre es wünschenswert, dieses Material bis unter die Freigabegrenze zu dekontaminieren um es anschließend uneingeschränkt zu nutzen bzw. auf herkömmlichem Weg entsorgen zu können. Die Entsorgungskosten für eine Tonne radioaktiven Materials werden mit 20.000-30.000 €/t angenommen. Dem gegenüber stehen Kosten von 500 € für eine herkömmliche Entsorgung. Für die nächsten Jahre wird ein Aufkommen von jährlich 1000 t radioaktivem Bauschutt angenommen (Brenk Systemplanung, 2003)

Zur Dekontamination von Beton existieren zahlreiche physikalische und chemische Verfahren wie Sandstrahlen oder die Behandlung mit Säuren. All diese Verfahren produzieren weitere Abfallstoffe und sind unter Umständen für schwach kontaminierte Materialien zu teuer. Die einzige zerstörungsfreie Art der Dekontamination bietet die elektrokinetische Behandlung des Betons, bei der die Migration von Ionen im elektrischen Feld ausgenutzt wird. Diese Methode wird sowohl für Beton als auch für Böden angewendet (Castellote *et al.*, 2002). Elektrokinetische Prozesse werden ebenso in Verbindung mit der Phytoremediation eingesetzt (O'Connor *et al.*, 2003). Relativ neu ist die Ablation von kontaminierten Oberflächen mittels Trockeneis, welche durch drei annähernd simultan ablaufende Prozesse oberflächliche Kontaminationen löst (Feltcorn, 2006). Dabei kommt es zuerst zu einer mechanischen Ablösung durch den Aufprall von Trockeneispellets, anschließend treten im Material durch die Abkühlung Spannungen auf, welche zu einer weiteren Lockerung der Bindungen führen. Letztendlich sorgt eine Ausdehnung des CO<sub>2</sub> für ein Abheben der Partikel von der Oberfläche. Von Vorteil ist, dass durch die Verwendung von Trockeneis kein weiteres, die Kontamination verdünnendes Material entsteht.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollte die Tauglichkeit biologischer Sanierungsverfahren untersucht werden. Um geringe Mengen an Kontaminationen zu entfernen, bieten sich biologische Verfahren an, da sich die biologischen Prozesse in gewissem Maße selbst regulieren und nur zu bestimmten Zeiten verfahrenstechnische Korrekturen und damit personellen Aufwand beanspruchen (Green & Hofnagle, 2004). Dabei nehmen auf dem Schutt wachsende Pflanzen über ihre Wurzeln Kontaminationen auf und entziehen sie so dem Substrat (Pilon-Smith, 2005). Durch pflanzliche und mikrobielle Exsudate werden Elemente auf den Oberflächen des Schutts mobilisiert und so der Pflanze verfügbar gemacht (Dakora & Phillips, 2002). Die Extraktion von Elementen lässt sich durch Inokulation mit Bodenbakterien verbessern, indem Bakterien durch ihre Exsudate für eine Mobilisierung sorgen oder das Wachstum der Pflanze verbessern. Bakterien können ebenfalls einen Einfluss auf die Mykorrhizierungsrate oder Sporenbildung von Symbiosepartnern der Pflanze ausüben (Arthursson *et al.*, 2006; Hildebrandt *et al.*, 2006; Wendling *et al.*, 2005).

Mykorrhizapilze verbessern die Phosphatversorgung und sorgen für eine erhöhte Aufnahme von Kontaminationen. Eine erhöhte Aufnahme durch eine Mykorrhizierung ergibt sich zudem zum Einen dadurch, dass Pilze durch ihre im Vergleich zu den Wurzeln feineren Hyphen kleinere Porenräume durchwachsen und somit den Wurzelraum der Pflanze vergrößern. Zum Anderen werden durch zusätzliche Exsudate Elemente mobilisiert. Mykorrhizapilze versorgen die Pflanze zudem mit Phosphor in Form von Polyphosphaten, welche aus anorganischen Phosphorverbindungen gewonnen werden (Joner *et al.*, 2000). Diese Polyphosphate besitzen eine äußere negative Ladung so dass sich Kationen anlagern können, die mit den Polyphosphaten in die Pflanze transportiert werden (Kornberg, 1999; Gyuricza *et al.*, 2008). Auch bei der Aufnahme von Stickstoff kommt arbuskulären Mykorrhizapilzen eine Rolle zu (Jin *et al.*, 2005). Eine Anreicherung der mineralischen Substrate mit organischen Materialien, wie Torf oder Streu aus der Geflügelhaltung, verbessert dabei den Pflanzenwuchs und auch die Aufnahme von Kontaminationen (Entry *et al.*, 2001).

Im Gegensatz zum Entzug von Schwermetallen bietet die Aufnahme von Cäsium und Strontium in Pflanzen die Besonderheit, dass diese beiden Elemente in ihrem Verhalten aufgrund ihres Ionenpotentials den Nährelementen Kalium und Calcium ähnlich sind. Dies führt in der Biomasse, verglichen zu Schwermetallen, zu relativ hohen Anreicherungen dieser potentiellen Radionuklide. Für Cäsium wurde nachgewiesen, dass dieses Element über die K-Transporter in die Pflanze transportiert wird (White und Broadley, 2000; Qi *et al.*, 2008). De Boulois *et al.*, (2005) konnten anhand transformierter Karottenwurzeln die aktive Rolle der

Mykorrhiza bei der Aufnahme von Radiocäsium nachweisen. Kartosentono *et al.* (2001) erreichten in Sprosskulturen von *Solanum laciniatum* (Känguruhwein) auf Nährmedium eine Strontiumanreicherung von bis zu 0,13 % der Trockenmasse. Eine hohe Anreicherung wird außerdem durch eine hohe Mobilität der Elemente ermöglicht. Ein weiterer Unterschied zur Bioremediation von bergbaubedingten Altlasten, wie Halden, ergibt sich aus der Tatsache, dass bei den in kerntechnischen Anlagen kontaminierten Baustoffen in einer Vielzahl der Fälle nur die Oberflächen kontaminiert sind. Somit lassen sich die Kontaminanten eher erreichen, als wenn diese das Material gänzlich durchsetzen würden. Somit ist nach der Mobilisierung und Extraktion der entsprechenden Elemente aus dieser obersten Schicht ein Ende der Behandlung absehbar.

Die oben genannten Besonderheiten lassen somit insgesamt auf eine schnelle und effektive Dekontamination dieser nur oberflächennah mit Radionukliden wie Cäsium und Strontium kontaminierten Substrate schließen. Dushenkov *et al.* (1999) konnten in Feldversuchen in der Umgebung von Chernobyl zeigen, dass es möglich ist, den Boden durch Bepflanzung mit Raps merklich zu dekontaminieren. Außerdem erwies sich in Tests bezüglich des Entzuges von Cäsium Amaranth (*Amaranthus retroflexus*) als besonders geeignet.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Gefäßversuch

Wenngleich Gefäßversuche in der Klimakammer die Realität, in diesem Fall die Bedingungen im Freiland, nur sehr eingeschränkt widerspiegeln, wurde dieser Versuchsmaßstab gewählt, um einen Überblick über das Verhalten verschiedener Pflanzen in alkalischen Substraten zu erlangen. Da der Umgang mit radioaktiv kontaminierten Materialien genehmigungspflichtig ist war es nötig, Materialien zu finden, die ein dem Bauschutt aus kerntechnischen Anlagen vergleichbares Spektrum an Kontaminanten aufweisen, wobei anstelle der radioaktiven Isotope die stabilen Isotope von Cs und Sr vorhanden sein sollten. Diese Substitution ist möglich, da Pflanzen bei der Aufnahme nicht zwischen den stabilen und radioaktiven Isotopen von Cäsium und Strontium unterscheiden (Avery, 1995; Soudek *et al.*, 2006).

Mais und Sonnenblume wurden als Pflanzen gewählt, da sie zwar nicht über die höchsten potenziellen Anreicherungsfaktoren verfügen, aber gegenüber einigen Hyperakkumulatoren, wie Amaranth, viele Vorteile besitzen. So sind die beiden erstgenannten Arten als in der Landwirtschaft etablierte Nutzpflanzen bezüglich Anbau und Ernte mit geeigneter Technik gut zu bearbeiten. Als Materialien erwiesen sich herkömmlicher Bauschutt und Haldenmaterial aus einem Areal des ehemaligen Uranbergbaus in Thüringen, bestehend aus Kalkstein (Ockerkalk), als geeignet. Das Kontrollsubstrat bestand aus Blumenerde. Als Gefäße dienten handelsübliche Blumentöpfe der Firma Geli mit einem Volumen von 350 mL. Bauschutt und Haldenmaterial wurden auf eine Korngröße  $\leq 10$  mm abgesiebt. Die Substrate wurden getrocknet, um im Anschluss daran die maximale Wasserhaltekapazität (WHK) zu ermitteln. Während der Versuchsdauer wurde durch tägliches Nachgießen von entionisiertem Wasser eine WHK von 60 % aufrechterhalten. Da für einen hohen Entzug von Kontaminanten gutes Pflanzenwachstum Voraussetzung ist, wurde die Grundversorgung mit Nährstoffen durch einen handelsüblichen Flüssigdünger sichergestellt. Während eine Hälfte der Gefäße ohne weitere Behandlung verblieb, wurde die andere Hälfte mit einem Sporeninokulum für arbuskuläre Mykorrhiza (*Glomus intraradices*) beimpft. Eine Übersicht über die in den Versuchen verwendeten Sorten und Stämme gibt Tabelle 1.



**Tabelle 1: In den Jahren 2004-2006 verwendete Sorten und Inokula.**

		2004	2005	2006
Pflanze	Mais	Sorte nicht bekannt	"Limes"	"Early Star"
	Sonnenblume	Sorte nicht bekannt	"Gala"	"Alisson"
Mykorrhizapilz		<i>G. intraradices</i> (v. Aalten, IPK Hannover)	<i>G. intraradices</i> (v. Aalten, IPK Hannover)	<i>G. intraradices</i> (AMYKOR)
Bodenbakterium		kein	<i>Streptomyces coelicolor</i> A3(2) DSMZ	<i>Nocardiopsis metallicus</i> DSM 44598 (DSMZ)

Um sicherzustellen, dass der Blähton als Träger der Sporen keinen Einfluss ausübt, wurde den nicht beimpften Gefäßen Blähton ohne Sporen in gleicher Menge (10 vol.%) beigelegt. Substrat, benötigte Wassermenge und Flüssigdünger für drei Gefäße wurden in einer Küchenmaschine homogenisiert und die entsprechende Menge in die Gefäße eingefüllt. Anschließend wurden die Samen in das Substrat gelegt. Die Pflanzen wurden über einen Zeitraum von 12 Wochen in einem temperaturkontrollierten Klimaschrank mit Tag-Nachtrhythmus (12h/12h) und (22 °C/18 °C) kultiviert (Abbildungen 1a und b).



Abbildung 1: Mais (a) und Sonnenblumen (b) aus dem Gefäßversuch in 2004.

## 2.2 Lysimeterversuch 2005

Nachdem erste Ergebnisse aus den Gefäßversuchen vorlagen, war es möglich, Freilandversuche in größerem Maßstab zu planen. Dazu wurden auf dem Gelände der industriellen Absetzanlage Culmitzsch der WISMUT GmbH, 27 Lysimeter von je 1 m<sup>3</sup> installiert (Abbildungen 2a und b). Gefüllt wurden sie mit Bauschutt, dem Haldenmaterial von der Lokhalde sowie einem natürlichen Oberboden. Der Bauschutt und das Haldenmaterial wurden mit einem Drittel (v/v) Kompost versetzt, um ein besseres Pflanzenwachstum zu ermöglichen.



Abbildung 2: Aufbau der Lysimeter (a) und eine Innenansicht mit der Drainage (b)

Das Saatgut für Mais und Sonnenblume stellte die Firma EURALIS zur Verfügung. Dabei handelte es sich um die Maissorte „Limes“ und die Sonnenblumensorte „Gala“. Das Saatgut war gegen Krankheiten beim Auflaufen gebeizt. Unmittelbar vor dem Pflanzen der Setzlinge wurden die entsprechenden Lysimeter beimpft. Je drei Parallelen von Bauschutt und Haldenmaterial blieben unbehandelt, drei weitere Parallelen wurden entweder mit einem Bodenbakterium, *Streptomyces coelicolor*, oder mit einem Mykorrhizapilz, *Glomus intraradices* (Tabelle 1), inokuliert. Zusätzlich wurden je drei Lysimeter mit der Kombination von Bodenbakterium und Mykorrhizapilz beimpft.

Zur Inokulation mit *Streptomyces coelicolor* wurde eine Sporensuspension hergestellt, um den Eintrag von zusätzlicher Biomasse sowie Medienbestandteilen so gering wie möglich zu halten. Dazu wurde das Bakterium zwei Wochen bei 28 °C auf ISP 3-Medium (Küster, 1959) kultiviert und die Sporen anschließend mit sterilem, entionisiertem Wasser abgespült. Von der so erhaltenen Suspension wurden 50 mL mit  $7,5 \times 10^9$  Kolonien je Lysimeter ausgebracht. Anschließend wurden 10 L Gießwasser ausgebracht und die obersten 10 cm des Substrates durchgearbeitet. Das Einbringen der Pilzsporen erfolgte wiederum durch Blähton, auf welchem vorher mykorrhizierte Pflanzen angezogen wurden und welcher nun mit Sporen des arbuskulären Mykorrhizapilzes *Glomus intraradices* durchsetzt war. Die Bereitstellung dieses Inokulums erfolgte durch Dr. von Alten, IPP Hannover. Von diesem Material wurde 1 L pro Lysimeter aufgebracht und in die obersten 10 cm des Substrates eingeharkt.

Die Samen der Pflanzen wurden in Perlite eine Woche vorgekeimt und die Setzlinge am 12.07.05 in die Lysimeter pikiert. Die Pflanzen wurden nach Bedarf gegossen. Das verwendete Wasser stammte aus der Weißen Elster vom WISMUT eigenen Messpunkt E-312.

Aufgrund der trockenen und heißen Witterung im Sommer waren einige Setzlinge vertrocknet und mussten nachgepflanzt werden. Die Ernte erfolgte am 20.10.2005. Bei der Ernte wurde das Pflanzenmaterial in Spross und Wurzel getrennt. Die Wurzeln wurden zur späteren Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades in Tüten verpackt. Das Sprossmaterial wurde für die spätere Bestimmung der Biomasse und Analyse getrocknet. Für die chemische Analyse, wie für die Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades wurden von Sonnenblume und Mais die zwei größten Pflanzen aus jedem Lysimeter ausgewählt. Die Trockenmasse wurde ebenfalls für diese Pflanzen getrennt bestimmt.



Abbildung 3: Die Lysimeter im Sommer 2005.

### 2.3 Lysimeterversuch 2006

Im zweiten Jahr blieb das Substrat in den Lysimetern unverändert. Allerdings wurde mit einem an alkalische Verhältnisse adaptierten Stamm des Mykorrhizapilzes *Glomus intraradices*, freundlicherweise von der Firma AMYKOR zur Verfügung gestellt, angeimpft (Tabelle 1).

Als zusätzliches Bodenbakterium diente in 2006 ein Stamm aus der Gruppe der Actinobakterien, *Nocardiopsis metallicus*, welches von einer Schlackenhalde isoliert wurde und so ebenfalls an alkalische Verhältnisse angepasst war. Dieser Stamm war in Laborversuchen in der Lage, durch Absenkung des pH-Wertes in seiner Umgebung erhebliche Mengen an Schwermetallen zu mobilisieren (Schippers *et al.*, 2002; Willscher & Bosecker, 2003).

Aus den eigenen Erfahrungen des Vorjahres und auf Empfehlung von Frau Spindler (AMYKOR) wurde bei der Auswahl des Saatgutes darauf geachtet, dass dieses ungebeizt war, da die Beizen unter Umständen eine erfolgreiche Mykorrhizierung verhindern. Durch die Verwendung ungebeizten Saatgutes musste auf alternative Sorten der Firma EURALIS zurückgegriffen werden. Dies waren die Sorte „Early Star“ für den Mais und die Sorte „Alisson“ für die Sonnenblume (Tabelle 1).

Das Trägermaterial (Blähton) für die Pilzsporen und die Anzucht der Bakterien entsprachen denen des Vorjahres. Die ausgebrachte Menge an Mykorrhizainokulum, betrug 50 mL pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>). Ebenfalls wurden 50 mL der Sporensuspension von *Nocardiopsis metallicus* pro Lysimeter ausgebracht. Die Aussaat erfolgte Anfang Juni mit über Nacht vorgequelltem Saatgut direkt in die Lysimeter.

Die gesamte, oberirdische Biomasse wurde geerntet und vor der weiteren Verarbeitung getrocknet. Die jeweils größte Pflanze von Mais und Sonnenblume aus jedem Lysimeter wurde separat behandelt und einer späteren chemischen Analyse zugeführt.

Zur Bestimmung der Aufnahme von Kontaminanten und der Trockengewichte der einzelnen oberirdischen Kompartimente wurden aus jedem Substrat (unbehandelte Variante) eine Maispflanze und Sonnenblume entnommen und in die Bestandteile Spross und Frucht unterteilt. Zusätzlich erfolgte die Entnahme von Bodenproben.

## 2.4 Probenaufbereitung und Analyse

Der Aufschluss der Bodenproben wurde durch die WISUTEC mittels sequentieller Extraktion nach Zeien und Brümmer (1989) durchgeführt. Bei Ansäuerung der EDTA-Fraktion kam es zur Ausfällung eines Niederschlages, so dass die Zugabe von HNO<sub>3</sub> zu dieser Fraktion bei späteren Extraktionen unterblieb. Bei der sequentiellen Extraktion wird ein und dieselbe Probe nacheinander verschieden starken Eluenten beginnend mit einer schwachen Säure (Ammoniumnitrat) und endend mit Königswasser (*Aqua regia*) ausgesetzt. Der Überstand wird anschließend mittels ICP-MS bzw. ICP-OES auf die aus der Probe heraus gelösten Elemente hin untersucht.

Die Probenaufbereitung der Pflanzen aus dem Gefäßversuch erfolgte, da die Menge an Biomasse durch das begrenzte Gefäßvolumen und Kultivierungsdauer gering war, im Institut für Mikrobiologie. Dazu wurden die oberirdischen Pflanzenteile abgeschnitten, mehrmals in

entionisiertem Wasser gewaschen und anschließend in kleinen Papiertüten bei 80°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Das getrocknete Material wurde in einer Analysenmühle fein vermahlen. Die Trocknung der Biomasse aus den Lysimeterversuchen erfolgte bei der WISUTEC zuerst in normaler Raumluft und anschließend zur vollständigen Trocknung bei 80 °C im Trockenschrank. Das Waschen der Pflanzen aus den Lysimeterversuchen konnte aufgrund der Menge an Biomasse nicht durchgeführt werden, da aus der gesamten Biomasse eine möglichst repräsentative Probe abgenommen werden sollte und somit die gesamte Pflanze hätte gewaschen werden müssen. Allerdings wurden, zur Abschätzung der Kontamination durch auf den Blättern anhaftenden Staub, Analysen von gewaschenen und ungewaschenen Blättern durchgeführt. Dabei waren die Strontiumgehalte der gewaschenen Pflanzen bei Mais und Sonnenblume geringfügig niedriger als die ungewaschenen. Die Urangehalte lagen alle unter der Nachweisgrenze.

Zur Aufbereitung des Probenmaterials aus den Lysimeterversuchen wurde das Material von Hand grob zerkleinert (<3 cm) und anschließend in einer Probenmühle auf eine Größe <1 cm aufgemahlen. Zwischen den Mahldurchgängen wurde die Mühle durch Mahlen von Hobelspänen gereinigt. Ein repräsentativer Anteil dieser Probe gelangte fein vermahlen zum Mikrowellen unterstützen Druckaufschluss. Der Aufschluss des Probenmaterials erfolgte anhand eines Gerätes von Perkin Elmer (Multiwave 3000) durch die WISMUT GmbH. Als Aufschlussmittel kam eine Mischung aus 3 mL HNO<sub>3</sub>, 2 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und 0,5 mL HCl zum Einsatz. Die Einwaage des Pflanzenmaterials betrug 500 mg. Die Analyse der Proben wurde mittels ICP-MS bzw. ICP-OES durch Herrn Dr. Merten am Institut für Geowissenschaften durchgeführt.

## **2.5 Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades**

Die Unterscheidung zwischen mykorrhizierten und nicht mykorrhizierten Varianten machte es notwendig, den Grad der Mykorrhizierung zu untersuchen. Dazu wurden von möglichst vielen Stellen des Wurzelballens Wurzeln abgeschnitten und wenn nötig, in ein bis zwei cm lange Stücke geschnitten. Diese wurden anschließend gewaschen. Um die Mykorrhizierung unter dem Mikroskop sichtbar zu machen, wurden die Wurzeln ca. eine Stunde bei 95 °C in 10 % (w/v) KOH Lösung gebleicht. Um die Lauge zu neutralisieren, wurden die Wurzeln gewaschen und 10 Minuten mit 2 %iger HCl angesäuert. Anschließend wurden die Wurzeln mit einer Mischung aus Milchsäure (80 %ig), Glycerin, Wasser (1:1:1, v/v/v) und 0,05 %



(w/v) Trypanblau über Nacht gefärbt. Zum Schluss wurden die Wurzeln wiederum gewaschen und in 50 %iger Milchsäure entfärbt bzw. aufbewahrt (Brundrett et al., 1996). Alternativ wurde nach Vierheilig et al. (1998) verfahren. Dieses erlaubt eine ebenso gute Färbung, verzichtet aber unter Verwendung von Essig und Tinte auf giftige Färbereagenzien. Zur Quantifizierung des Mykorrhizierungsgrades wurde bei den Gefäßversuchen die Methode nach McGonigle *et al.* (1990) angewandt. Dabei platziert man die Wurzelfragmente parallel auf einen Objektträger (Abbildung 4a).

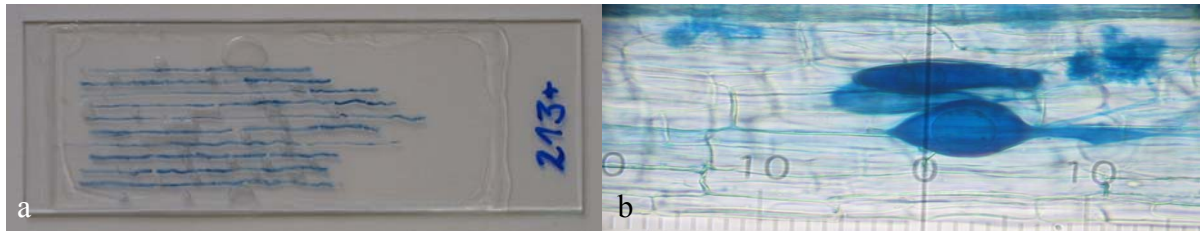


Abbildung 4: Gefärbte, mykorrhizierte Wurzeln (a). Vesikel und Arbuskel durch das Mikroskop betrachtet (b).

Unter dem Mikroskop (bei 200x facher Vergrößerung) wurde das Objekt so platziert, dass der Rand der Wurzel parallel an der horizontalen Linie des Fadenkreuzes anliegt. Dann wurden entlang der vertikalen Linie des Fadenkreuzes die Schnittpunkte mit den jeweiligen pilzlichen Kompartimenten gezählt. Bei den Lysimeterversuchen wurden lediglich die Gesichtsfelder (n=150) bei einer 200x fachen Vergrößerung betrachtet und auf Vorhandensein von Mykorrhizierung hin ausgezählt (Abbildung 4b).

## 2.6 Bodenbakterien

Auf der Suche nach geeigneten Isolaten wurde zunächst aus dem Haldenmaterial und Bauschutt des Gefäßversuches 2004 Substratsuspension auf Standard I- Medium, Stärke-Kasein-Medium (SCM), Kasein-Hefe-Medium (CYM) ausplattiert. So gewonnene Actinomyceten wurden zusätzlich auf Hafermehl-Medium (ISP3) mit einem pH-Wert von 10 ausplattiert. Isolate die auch hier ein gutes Wachstum zeigten, wurden auf ihre Fähigkeit hin untersucht, ihre Umgebung anzusäuern. Dazu wurden die Stämme in flüssigem Minimal-Medium kultiviert, welches auf einen pH-Wert von 10 eingestellt wurde. In diesem Versuch wurden neben den Isolaten aus dem Haldenmaterial auch der *S. coelicolor* A3(2) sowie ein Cadmium resistenter Stamm *S. tendae* F4 (Amoroso *et al.*, 2000) getestet.

Im Januar 2006 wurden erneut Bodenproben aus den Lysimetern entnommen, um eine Re-Isolierung von *Streptomyces coelicolor* zu versuchen. Zur Isolation von *S. coelicolor* wurde ein selektives Medium nach Duangmal et al., 2005 verwendet. Dieses Medium beschränkt das Wachstum weitgehend auf Vertreter der Formengruppe *S. violaceoruber*, zu der u. a. *S. coelicolor* und *S. lividans* gehören.

Mit dem Actinomyceten *Nocardiopsis metallicus* (Tabelle 1) wurde in der Vegetationsperiode 2006 ein weiteres Inokulum getestet. Dieser Stamm wurde ebenfalls auf dem Hafermehl-Medium ISP 3 angezogen. Die Sporen wurden von den Platten abgespült und als Suspension auf die Lysimeter gegossen.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Gefäßversuch

#### 3.1.1 Charakterisierung der Substrate

Auf Grund der Problematik im Umgang mit radioaktiven Stoffen wurde vorerst auf Materialien mit stabilen Isotopen potentieller Kontaminanten zurückgegriffen. Die *aqua regia* Aufschlüsse nach Zeien und Brümmer (1989) zeigen die Elementzusammensetzungen der unterschiedlichen Substrate (Tabelle 2).

**Tabelle 2: Gehalte ausgewählter Elemente aus den im Gefäßversuch verwendeten Substraten in mg/kg.**

In mg/kg	Co	Fe	Mn	Ni	P	Sr	As	Cs	U
<b>Haldenmaterial</b>	16	17060	2203	41	572	49	151	37	47
<b>Bauschutt</b>	4	15887	371	19	318	125	12	2	22
<b>Kompost</b>	3	9044	411	28	459	138	75	2	18

Dabei wird deutlich, dass das Haldenmaterial ein breites Spektrum an Elementen abdeckt. Strontium allerdings ist im Bauschutt in mehr als der doppelten Menge enthalten. Ferner weicht der eher neutrale pH-Wert des Haldenmaterials von ca. 7 deutlich von dem mit 10-12 sehr alkalischen pH-Wert des Bauschutts ab. Ebenfalls dargestellt sind die Elementgehalte für Kompost, welcher zu einer verminderten Alkalinität des Bauschutts und zu einer besseren Nährstoffversorgung führen sollte. Die Beimengung von Kompost zum Bauschutt in einer Variante führte bezüglich einiger Elemente zu einer Verdünnung, bei Mangan, Nickel, Phosphor, Strontium und Arsen zu einer Anreicherung gegenüber der Verwendung reinen Bauschutts. In Tabelle 3 sind die im Haldenmaterial pflanzenverfügbaren Anteile einiger Elemente dargestellt. Als Eluent für den pflanzenverfügbaren Anteil diente (nach DIN 19730) Ammoniumnitrat.



**Tabelle 3: Aq. reg.- und bioverfügbare Anteil an Elementen im Haldenmaterial.**

	K	Ca	P	U	Cs	Sr	Ni	Cu	Cd	Cr
<b>Aq. reg.- Aufschluss</b>	4302	98253	572	46,9	37,2	48,9	40,9	174	3,20	16,1
<b>Pflanzenverfügbar</b>	103	635	<0,1	<0,1	n.d.	0,37	0,22	0,66	<0,1	<0,1
<b>Pflanzenverfügbar in % vom KW- Aufschluss</b>	2,38	0,65			-	0,76	0,53	0,38		

Wie aus der Tabelle zu entnehmen, ist der den Pflanzen zugängliche Anteil erheblich geringer als der insgesamt vorhandene Anteil und beträgt für Kalium lediglich 2,4 %, für Calcium, Strontium, Nickel und Kupfer unter einem Prozent. Phosphor, Uran, Cadmium und Chrom waren in der Ammoniumnitratfraktion nicht detektierbar. Mit den verwendeten Substraten konnten also die im Bauschutt als radioaktive Kontaminanten vorliegenden Elemente Strontium und Cäsium als stabile Isotope untersucht werden. Dabei ist der bioverfügbare Anteil von Strontium im Bauschutt und für Cäsium im Haldenmaterial hoch genug, um den Eintrag in das Pflanzenmaterial zu untersuchen. Von Interesse war nun, ob sich auf solchen wenig zur Bepflanzung geeigneten Substraten, Pflanzen etablieren lassen und welche Mengen an Elementen, insbesondere potenziellen Radionukliden aber auch Schwermetallen, sich in Abhängigkeit von Pflanzenauswahl und biologischer Behandlung in die Pflanze transferieren lassen.

### 3.1.2 Biomassen

In Abbildung 5 sind die Mittelwerte der Trockenmassen des Sprossanteils dargestellt. Die Angaben beziehen sich dabei auf die Trockenmasse pro Pflanze, da nicht in allen Gefäßen die gleiche Anzahl an Pflanzen gekeimt ist. Auf Haldenmaterial erbrachte der Mais mit ca. 1,5  $\frac{\text{g}}{\text{Pflanze}}$  einen doppelt so hohen Biomasseertrag wie die Sonnenblume (ca. 0,7  $\frac{\text{g}}{\text{Pflanze}}$ ). Der Mais auf Bauschutt zeigte ein deutlich schlechteres Wachstum (ca. 0,4  $\frac{\text{g}}{\text{Pflanze}}$ ), während Sonnenblumen auf Bauschutt kein Wachstum zeigten. Die Kompostbeimischung zum Bauschutt verbesserte die Wuchsleistung des Maises erheblich (auf ca. 1,1  $\frac{\text{g}}{\text{Pflanze}}$ ). Ein möglicher Effekt der Mykorrhizierung lässt sich nur bei der Sonnenblume erkennen. Der Mais zeigte hier keinen Unterschied in der Behandlung.

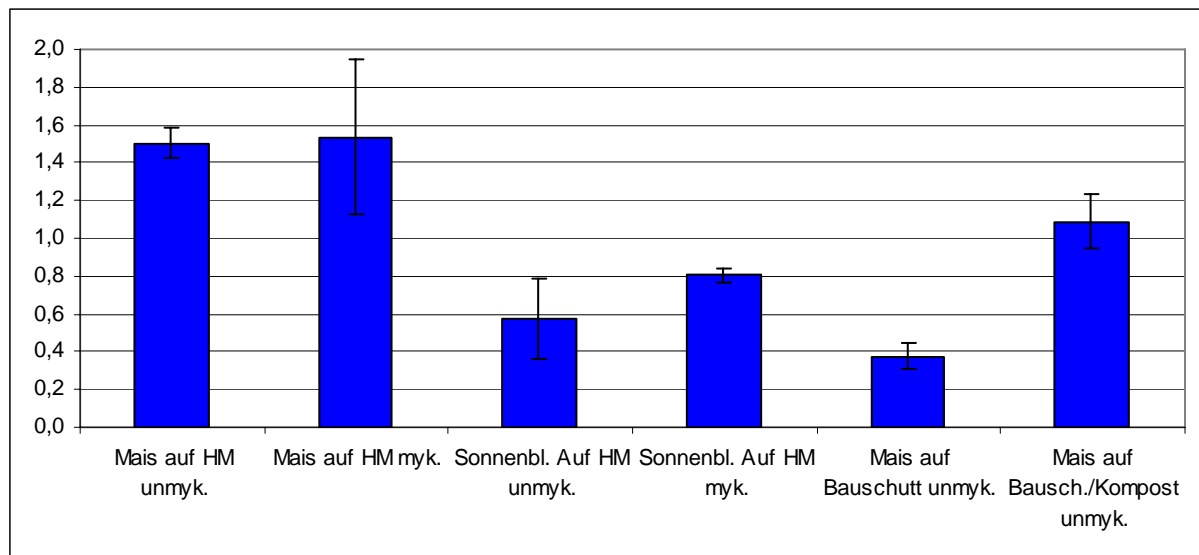


Abbildung 5: Trockenbiomasse (oberirdisch) aus dem Gefäßversuch in [g] pro Pflanze.

### 3.1.3 Mykorrhizierung

In Abbildung 6 sind die Mykorrhizierungsraten für Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial dargestellt. In den Wurzeln der nicht inokulierten Gefäße konnte keine Mykorrhizierung nachgewiesen werden. Es ist zu erkennen, dass das Verhältnis von AC (Kolonisierung mit Arbuskeln) zu VC (Kolonisierung mit Vesikeln) bei Mais kleiner ist (ca. 0,5) als bei der Sonnenblume (ca. 1,1). Bei allen Pflanzen sind weite Teile der Wurzel mit Mykorrhiza besiedelt.

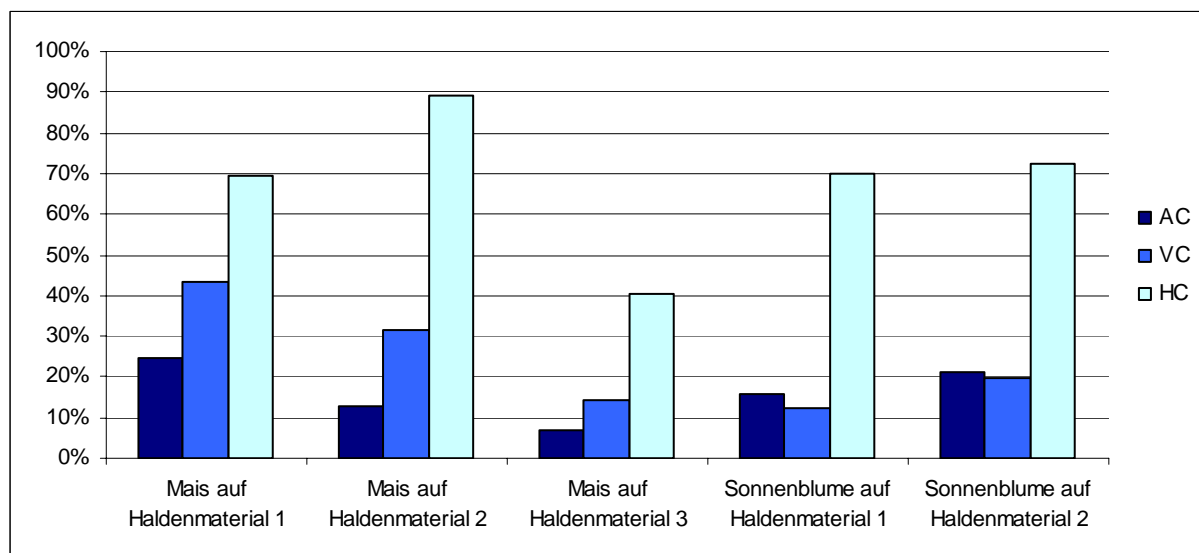


Abbildung 6: Mykorrhizierungsraten der Pflanzen aus dem Gefäßversuch unterteilt in Vesikel, Arbuskel und Hyphen.

### 3.1.4 Elementgehalte im Sprossanteil

In den Abbildungen 7-13 sind die Elementgehalte in den Sprossanteilen dargestellt. Dabei zeigte sich eine teilweise hohe Standardabweichung. Beim Mais zeigt sich eine besonders große Abweichung zwischen den Pflanzen aus drei Gefäßen, die sich aber nicht auf die Biomasseproduktion (Abbildung. 5) auswirken.

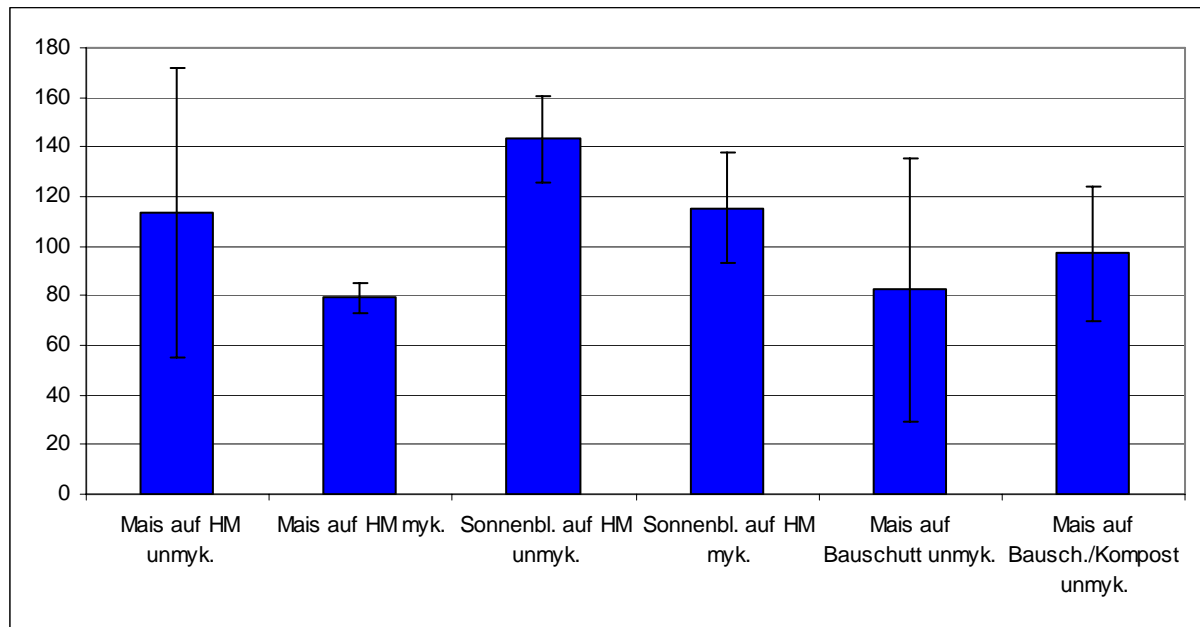


Abbildung 7: Eisengehalte im Sprossanteil [mg/kg TM] in Abhängigkeit von Substrat und Inokulation.

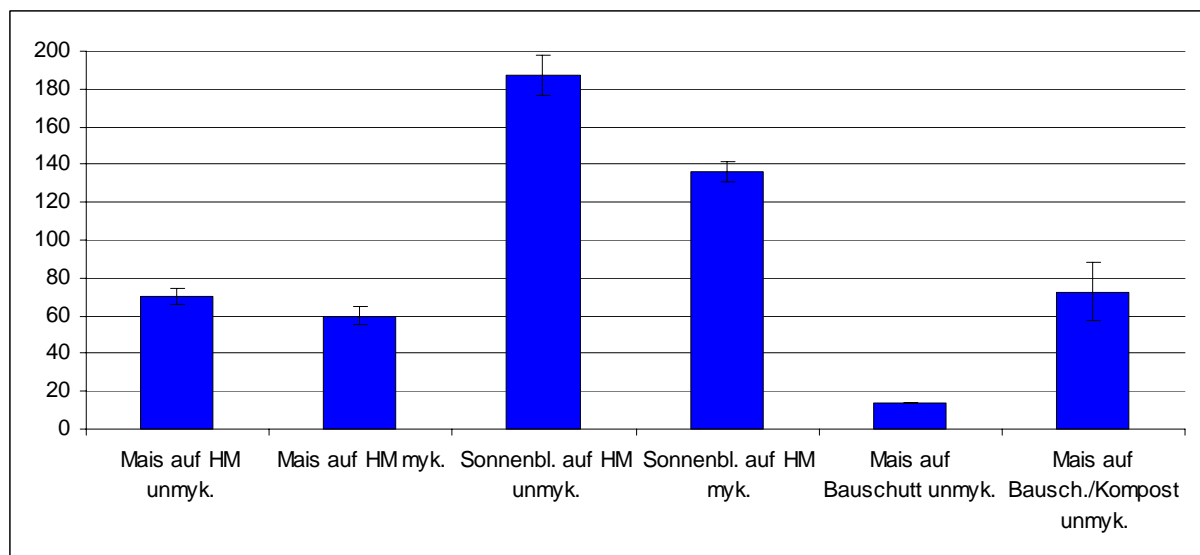


Abbildung 8: Mangangehalte im Sprossanteil [mg/kg TM] in Abhängigkeit von Substrat und Inokulation.

Die Werte für Eisen (Abbildung 7) und Mangan (Abbildung 8) verhalten sich ähnlich und liegen für Mais und Sonnenblume in Haldenmaterial bei der mykorrhizierten Variante unter denen der nicht mykorrhizierten Variante. Generell zeigt die Sonnenblume für Eisen und Mangan höhere Gehalte als der Mais, wobei innerhalb der Behandlungen die nicht mykorrhizierten Pflanzen höhere Gehalte beider Elemente aufweisen, da beide Elemente für Pilz und Pflanze Mikronährelemente sind. Der Eisengehalt von Mais auf Bauschutt schwankt erheblich und entspricht im Mittel in etwa den Gehalten auf Haldenmaterial. Gleiches gilt für Mais auf der Bauschutt/Kompostmischung. Die Mangangehalte des auf Bauschutt gewachsenen Mais zeigen niedrige Werte, die Maispflanzen der Bauschutt/Kompostmischung sind wiederum gegenüber dem reinen Bauschutt erhöht. Die Aufnahme von Nickel (Abbildung 9) aus dem Haldenmaterial ist insgesamt gering und schwankt sowohl zwischen den Pflanzen als auch zwischen den Behandlungen wenig.

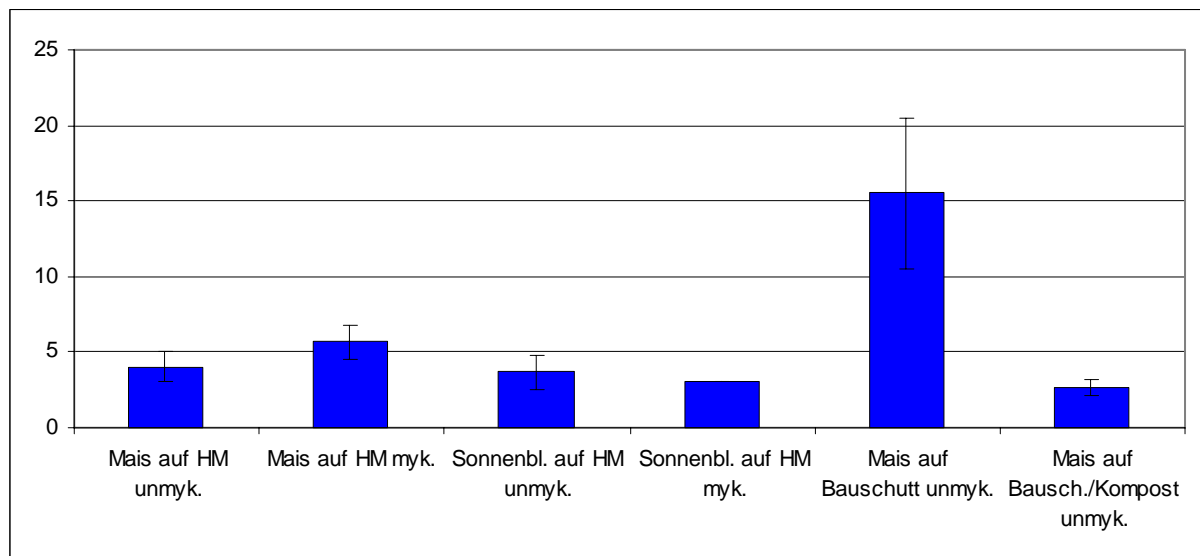


Abbildung 9: Nickelgehalte im Sprossanteil [mg/kg TM] in Abhängigkeit von Substrat und Inokulation.

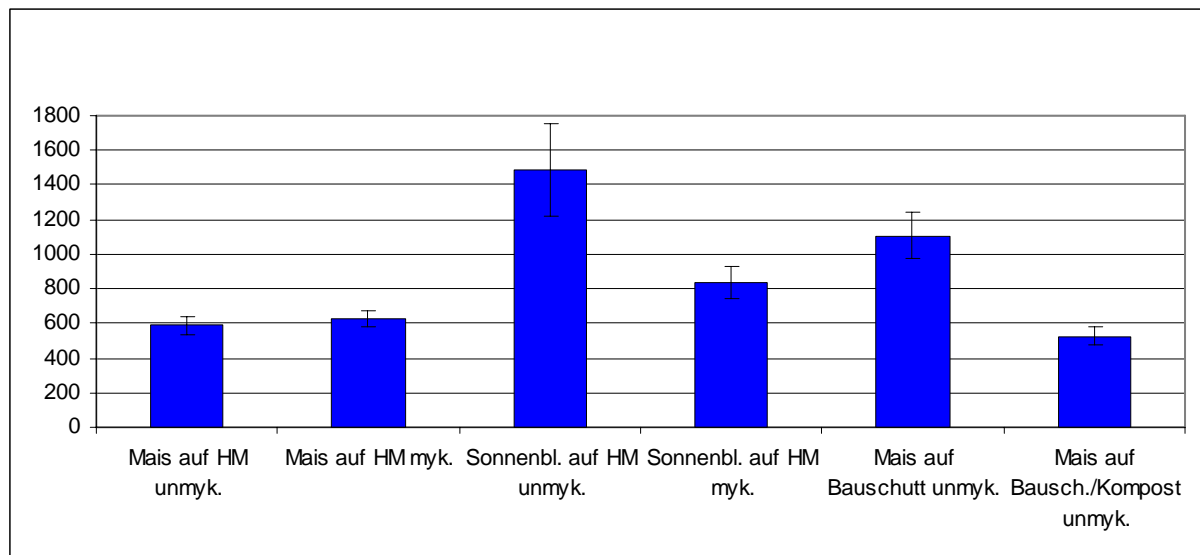


Abbildung 10: Phosphorgehalte im Sprossanteil [mg/kg TM] in Abhängigkeit von Substrat und Inokulation.

Die Nickelgehalte der auf Bauschutt gewachsenen Maispflanzen waren dreimal höher als die Werte für den Mais auf Haldenmaterial bzw. der Bauschutt/Kompost Mischung.

Auffallend sind die deutlich höheren Phosphorgehalte (Abbildung 10) der nicht mykorrhizierten Sonnenblumen (1500 mg/kg) gegenüber den mykorrhizierten (800 mg/kg) auf Haldenmaterial. Der Mais auf Haldenmaterial zeigt mit 600 mg/kg im Phosphorgehalt keinen Unterschied zwischen der mykorrhizierten und nicht mykorrhizierten Variante. Der Phosphorgehalt der Maispflanzen auf dem Bauschutt ist beinahe doppelt so hoch wie der auf Haldenmaterial. Mit der Kompostbeimischung sinkt der Gehalt an Phosphor wiederum auf die Hälfte.

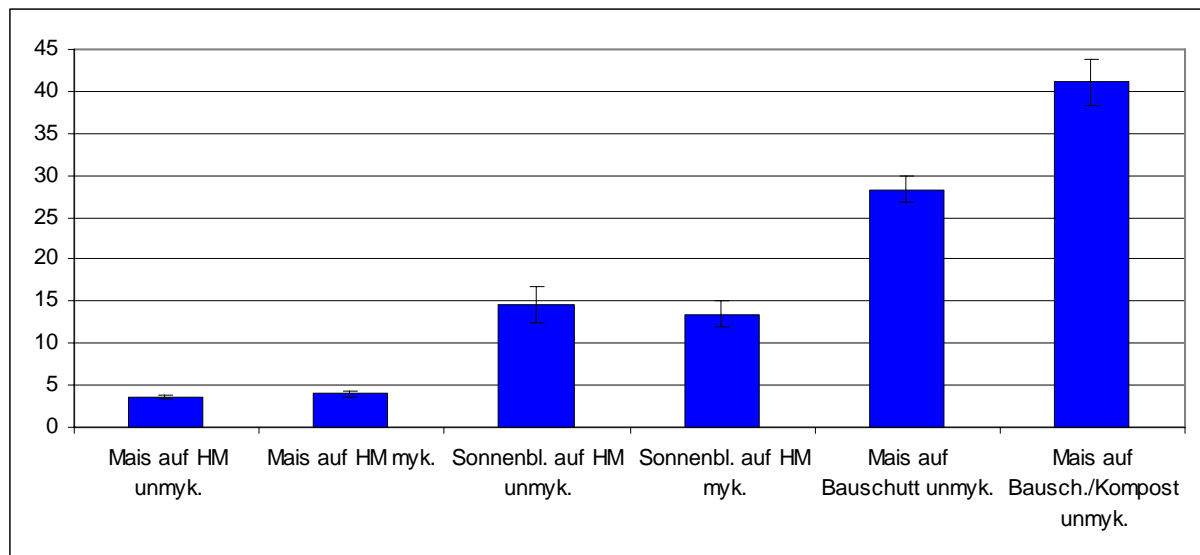


Abbildung 11: Strontiumgehalte im Sprossanteil [mg/kg TM] in Abhängigkeit von Substrat und Inokulation.

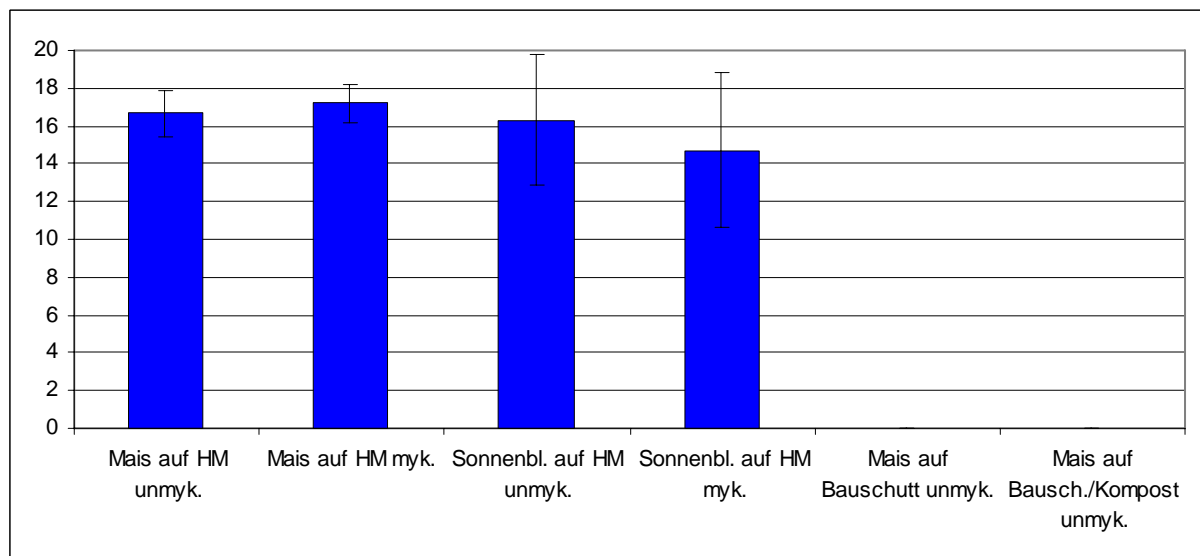


Abbildung 12: Cäsiumgehalte im Sprossanteil [mg/kg TM] in Abhängigkeit von Substrat und Inokulation.

Die Strontiumgehalte (Abbildung 11) sind für die Sonnenblume mit 15 mg/kg deutlich höher als für den Mais mit 5 mg/kg, unterscheiden sich jedoch nicht innerhalb der Behandlungen. Die höchsten Strontium Konzentrationen findet sich im Mais auf der Bauschutt/Kompost Mischung, etwas geringere auf den in Bauschutt angezogenen Maispflanzen.

Die Cäsiumgehalte (Abbildung 12) liegen für die Sonnenblume wie für den Mais bei ca. 16 mg/kg. Auch hier beeinflusst die Inokulation mit Pilzsporen nicht die Elementaufnahme pro kg Biomasse. Dagegen ließ sich Cäsium in dem auf Bauschutt bzw. auf Bauschutt/ Kompost gewachsenen Mais nicht nachweisen.

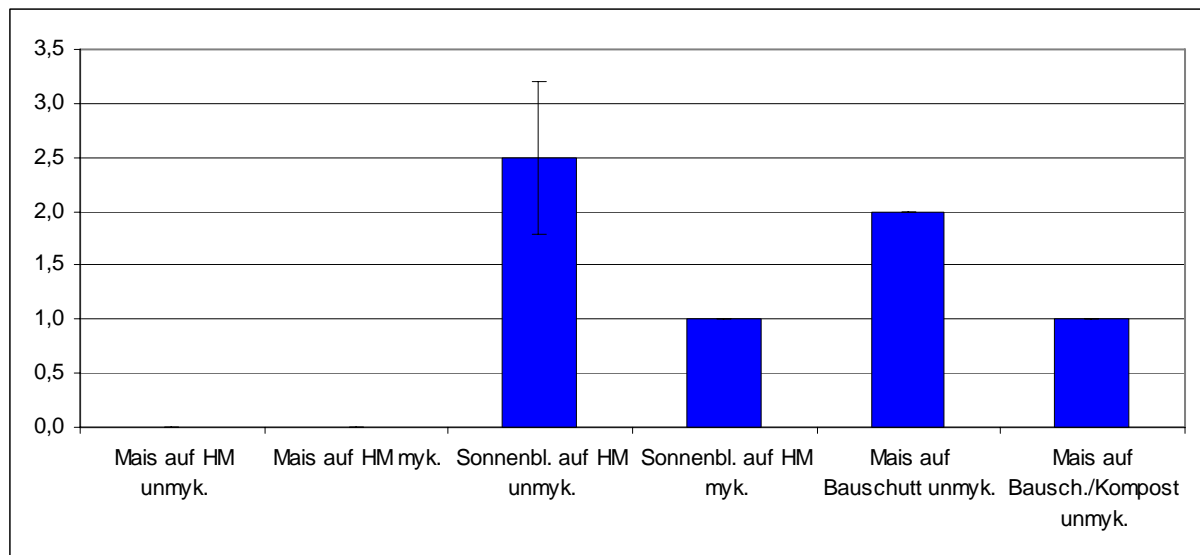


Abbildung 13: Urangehalte im Sprossanteil [mg/kg TM] in Abhängigkeit von Substrat und Inokulation.

Bei den Pflanzen auf Haldenmaterial ließ sich Uran nur bei der Sonnenblume nachweisen. Dabei zeigten die nicht mykorrhizierten Pflanzen eine deutlich höhere Aufnahme als die mykorrhizierten (Abbildung 13). Die auf Bauschutt gewachsenen Maispflanzen zeigen deutliche Urangehalte. Ebenso der Mais aus der Bauschutt/Kompostvariante.

### 3.1.5 Transferfaktoren

Transferfaktoren ergeben sich aus dem Verhältnis von Elementkonzentration in der Biomasse (pro kg Trockenmasse) zu der Elementkonzentration pro kg Substrat und geben somit über die Effizienz des Schwermetall- bzw. Radionuklidentransports Auskunft. In den Abbildungen 14-19 sind die Transferfaktoren, bezogen auf den Gesamtgehalt, dargestellt.

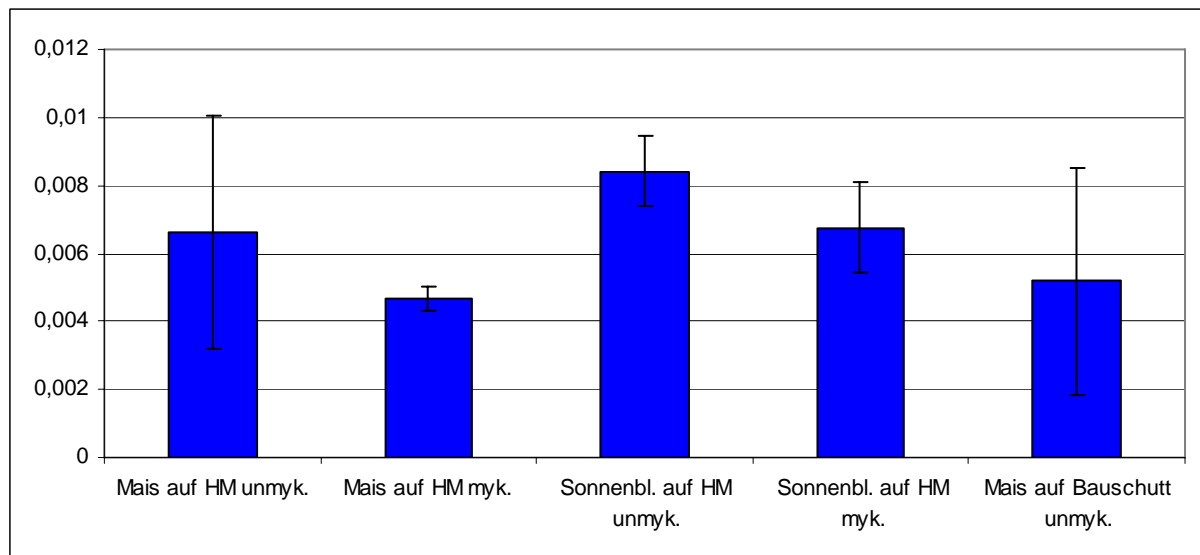


Abbildung 14: Transferfaktoren [dimensionslos] der Pflanzen aus dem Gefäßversuch für Eisen bezogen auf den Gesamtgehalt (*aq. reg.*-Aufschluss).

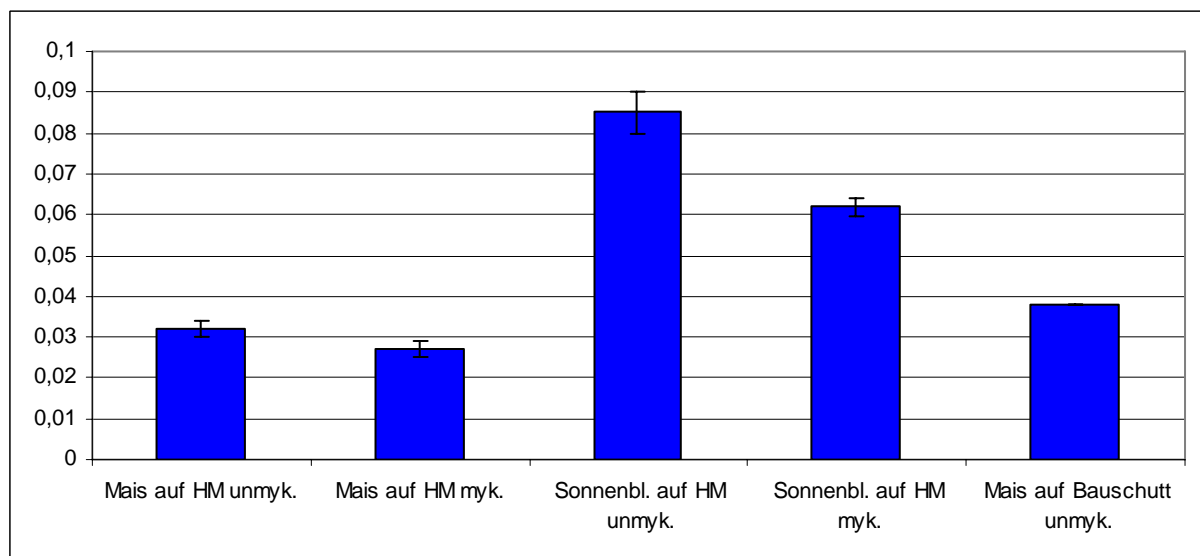


Abbildung 15: Transferfaktoren [dimensionslos] der Pflanzen aus dem Gefäßversuch für Mangan bezogen auf den Gesamtgehalt (*aq. reg.*-Aufschluss).

Bei Eisen (Abbildung 14) zeigen die Transferfaktoren geringere Werte für die mykorrhizierten Varianten von Mais und Sonnenblume, allerdings ist die Standardabweichung hier sehr groß. Gleiches Verhalten zeigen die Werte für Mangan (Abbildung 15). Hier jedoch sind die Gehalte für die mykorrhizierten Varianten deutlich niedriger. Der Eisengehalt in Mais auf Bauschutt entspricht dem auf Haldenmaterial. Für Mangan ist dieser Wert etwas höher.



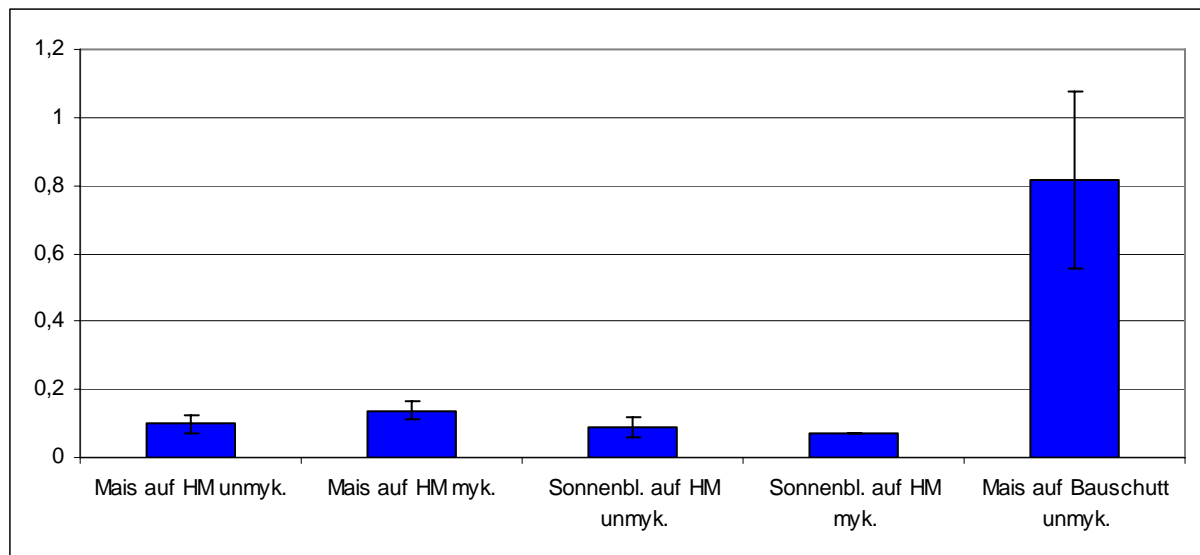


Abbildung 16: Transferfaktoren [dimensionslos] der Pflanzen aus dem Gefäßversuch für Nickel bezogen auf den Gesamtgehalt (*aq. reg.*-Aufschluss).

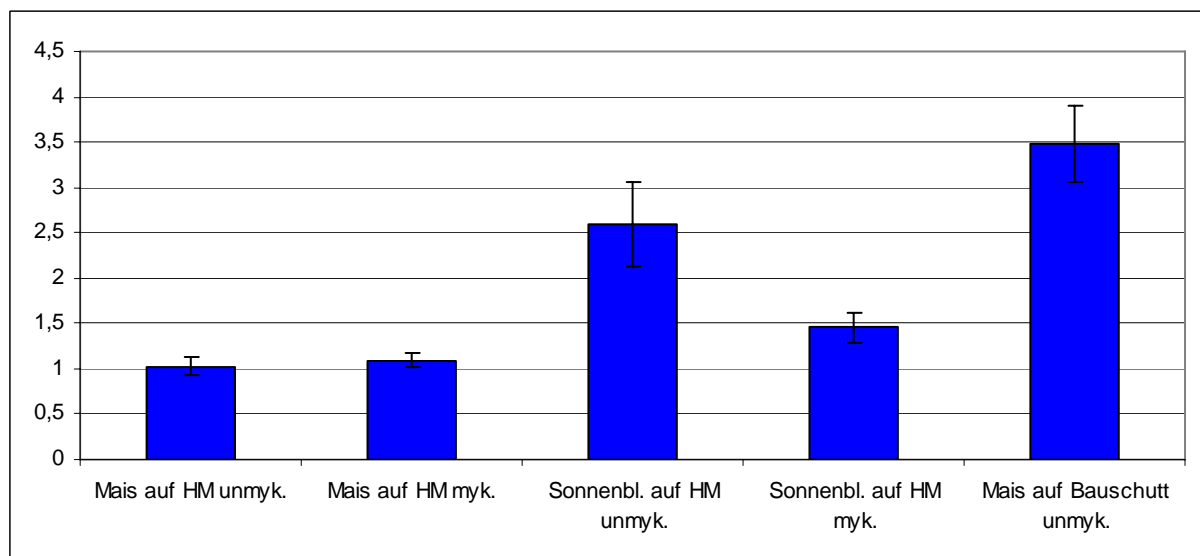


Abbildung 17: Transferfaktoren [dimensionslos] der Pflanzen aus dem Gefäßversuch für Phosphor bezogen auf den Gesamtgehalt (*aq. reg.*-Aufschluss).

Für Nickel betragen die Werte für Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial ca. 0,1, sind dagegen für Mais auf Bauschutt bei halbem Nickelgehalt im Substrat ca. achtmal höher (Abbildung 16). Die Transferfaktoren von Phosphor sind, verglichen zu den anderen Elementen, relativ hoch. Dabei zeigt die Sonnenblume höhere Werte als der Mais (Abbildung 17). Zudem ist der Phosphortransfer bei der mykorrhizierten Sonnenblume niedriger als bei der nicht mykorrhizierten. Bei Mais dagegen ist kein Unterschied erkennbar. Der auf dem Bauschutt gewachsene Mais zeigt, verglichen zum Mais auf Haldenmaterial, einen dreieinhalb Mal höheren Transferfaktor bei der Hälfte des Substratgehaltes.

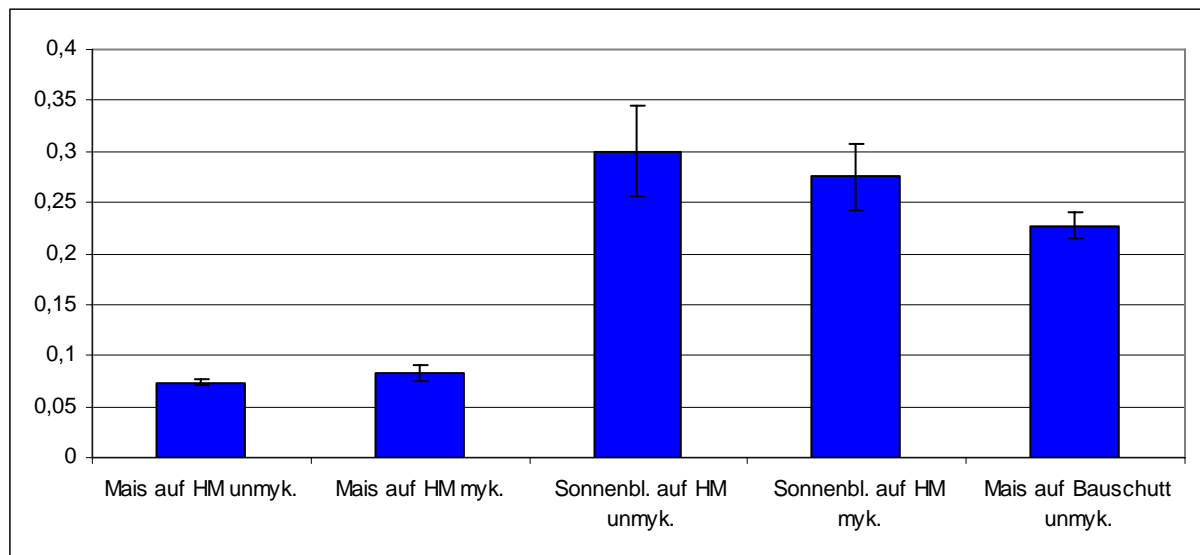


Abbildung 18: Transferfaktoren [dimensionslos] der Pflanzen aus dem Gefäßversuch für Strontium bezogen auf den Gesamtgehalt (*aq. reg.*-Aufschluss).

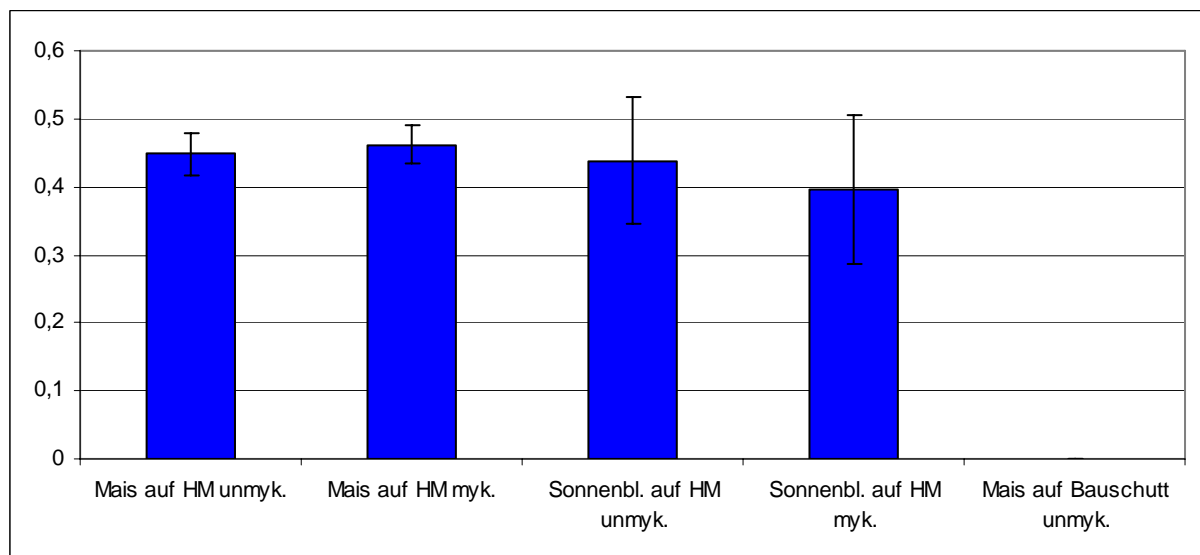


Abbildung 19: Transferfaktoren [dimensionslos] der Pflanzen aus dem Gefäßversuch für Cäsium bezogen auf den Gesamtgehalt (*aq. reg.*-Aufschluss).

Die Transferfaktoren für Strontium (Abbildung 18) unterscheiden sich nicht hinsichtlich der Behandlungen, liegen jedoch bei der Sonnenblume um das Dreifache höher als bei Mais. Der Mais auf Bauschutt zeigt, trotz des nahezu doppelt so hohen Strontiumgehaltes im Substrat, einen ca. dreimal höheren Wert. Die Werte für Cäsium (Abbildung 19) unterscheiden sich weder hinsichtlich der Behandlung, noch zwischen den verwendeten Pflanzenarten. In den auf Bauschutt gewachsenen Maispflanzen konnte kein Cäsium nachgewiesen werden.

### 3.1.6 Menge der aus den Gefäßen entzogenen Elemente

In Tabelle 4 ist der prozentuale Entzug von Elementen aus dem Substrat durch die vorhandene Biomasse dargestellt. Die Werte beziehen sich dabei auf die Substratgehalte aus dem *aqua regia* Aufschluss des Haldenmaterials.

**Tabelle 4: Anteiliger Entzug in % an Elementen aus dem Substrat in Bezug auf den *aqua regia* Aufschluss.**

	Fe		Mn		Ni		P		Sr		Cs	
	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.
Mais auf HM unmyk.	0,01	0,005	0,05	0,005	0,15	0,045	1,55	0,22	0,11	0,008	0,67	0,06
Mais auf HM myk.	0,006	0,001	0,04	0,004	0,18	0,041	1,44	0,157	0,11	0,01	0,61	0,07
Sonnenbl. auf HM unmyk.	0,004	0,003	0,04	0,019	0,05	0,039	1,26	0,402	0,15	0,04	0,24	0,16
Sonnenbl. auf HM myk.	0,006	0,003	0,06	0,019	0,07	0,021	1,26	0,30	0,24	0,06	0,37	0,19
Mais auf Bauschutt unmyk.	0,003	0,002	0,01	0,002	0,21	0,10	0,90	0,06	0,077	0,01	n.N.	n.N.

Phosphor als eines der Hauptnährelemente zeigt den höchsten Entzug. Dabei sind die Mengen für Mais gegenüber denen für Sonnenblume leicht erhöht, da es sich bei Mais um einen Starkzehrer handelt. Ebenso wie Phosphor findet sich auch Cäsium in höherem Maße in der Biomasse wieder. Dabei ist der Entzug bei Mais deutlich höher als der von Sonnenblume. Die nächst geringeren Mengen traten für den Entzug von Strontium auf. Hier ist der Entzug durch Sonnenblumen effektiver. Dabei liegt der Wert für die mykorrhizierte Variante über dem der nicht mykorrhizierten. Der Entzug von Elementen des auf Bauschutt gewachsenen Maises ist generell geringer. Nur für Nickel zeigt sich ein, verglichen zum Haldenmaterial, erhöhter Entzug. Betrachtet man den Entzug der Elemente allerdings in Bezug auf den mobilen Anteil im Substrat ergeben sich wesentlich höhere Anteile (Tabelle 5).

**Tabelle 5: Prozentualer Entzug bezogen auf den mobilen Anteil (Ammoniumnitrat Aufschluss).**

	Ni		Sr	
	Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw.
Mais auf HM unmyk.	28,1	8,5	14,5	1,1
Mais auf HM myk.	34,6	7,7	14,2	1,5
Sonnenbl. auf HM unmyk.	9,4	7,4	19,1	5,5
Sonnenbl. auf HM myk.	12,3	4,0	31,3	7,4

Danach konnten mit Mais ca. 30 % des Nickels und 15 % des mobilen Strontiums entfernt werden. Die Sonnenblumen konnten rund 10 % des Nickels und ca. 25 % des Strontiums aus der mobilen Phase entziehen.

## 3.2 Lysimeterversuch 2005

### 3.2.1 Charakterisierung der Substrate

Auf Grund der für die Lysimeterversuche benötigten Substratmengen musste für den Bauschutt und das Haldenmaterial auf anderes Material als das in den Gefäßversuchen verwendete zurückgegriffen werden. In den Abbildungen 20-27 sind die sequentiellen Extraktionen (Tabelle 6) der mit Kompost gemischten Substrate in Abhängigkeit von der mikrobiellen Behandlung dargestellt. Die Probennahme erfolgte im Oktober 2005, nach der ersten Vegetationsperiode. Die Diagramme veranschaulichen die unterschiedliche Zusammensetzung der Substrate sowie die unterschiedlichen Mobilitäten der jeweiligen Elemente.

**Tabelle 6: Aufschlussmittel und Farblegende der jeweiligen Fraktionen der sequentiellen Extraktion**

Fraktion	Aufschlussmittel
I	Ammoniumnitrat
II	Ammoniumacetat
III	Hydroammonchlorid
IV	Ammonium-EDTA
V	Oxalsäure
VI	Ascorbinsäure
VII	Fluorwasserstoff

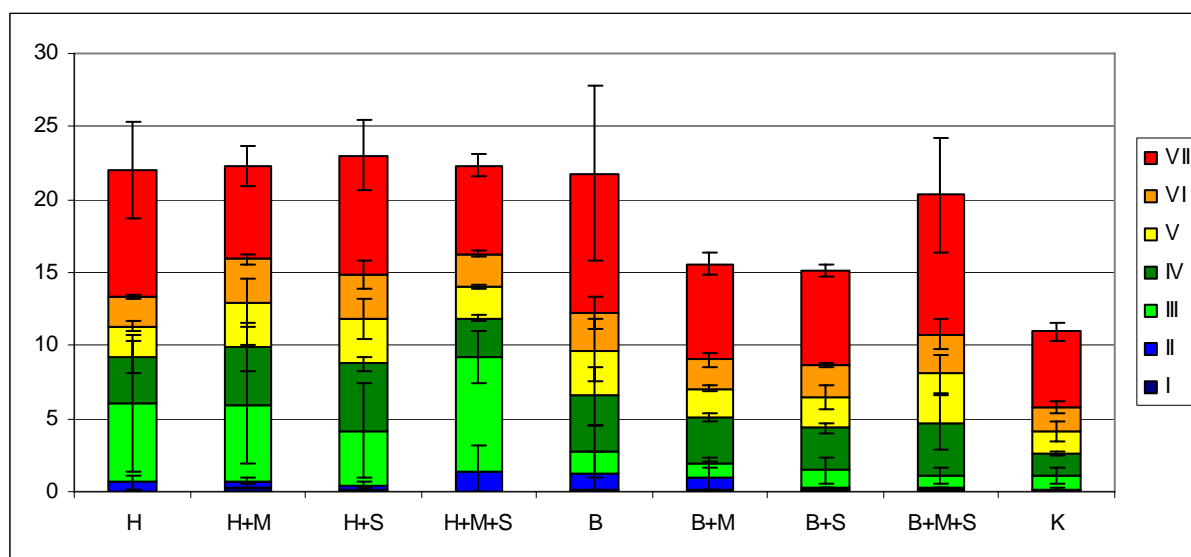


Abbildung 20: Kobaltgehalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

So sind die Kobaltgehalte der dritten Fraktion im Haldenmaterial gegenüber denen im Bauschutt deutlich erhöht (Abbildung 20). Dies macht sich auch in den Gesamtgehalten bemerkbar. Beim Eisen sind die Gesamtgehalte, bedingt durch die größeren Werte in der

siebenten Fraktion, im Haldenmaterial, höher. Für die vierte Fraktion zeigt jedoch der Bauschutt die höhere Mobilität (Abbildung 21). Für das Mangan (Abbildung 22) zeigt ebenfalls das Haldenmaterial die höheren Gesamtgehalte. Diese resultieren aus den größeren Werten der dritten Fraktion. Dagegen zeigt der Bauschutt, verglichen zum Haldenmaterial in der vierten Fraktion, eine leicht höhere Mobilität.

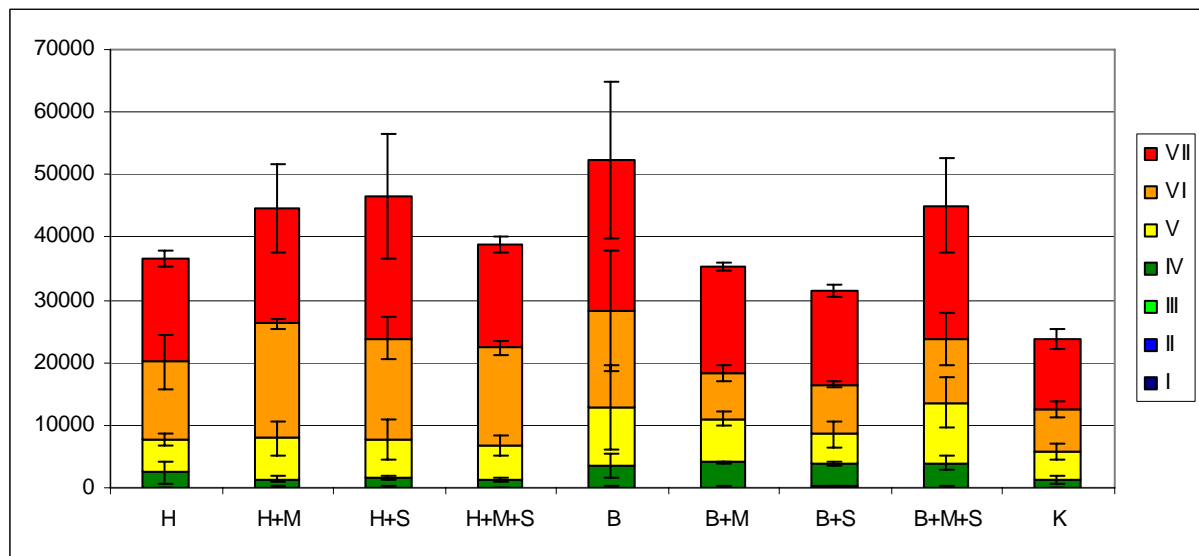


Abbildung 21: Eisengehalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

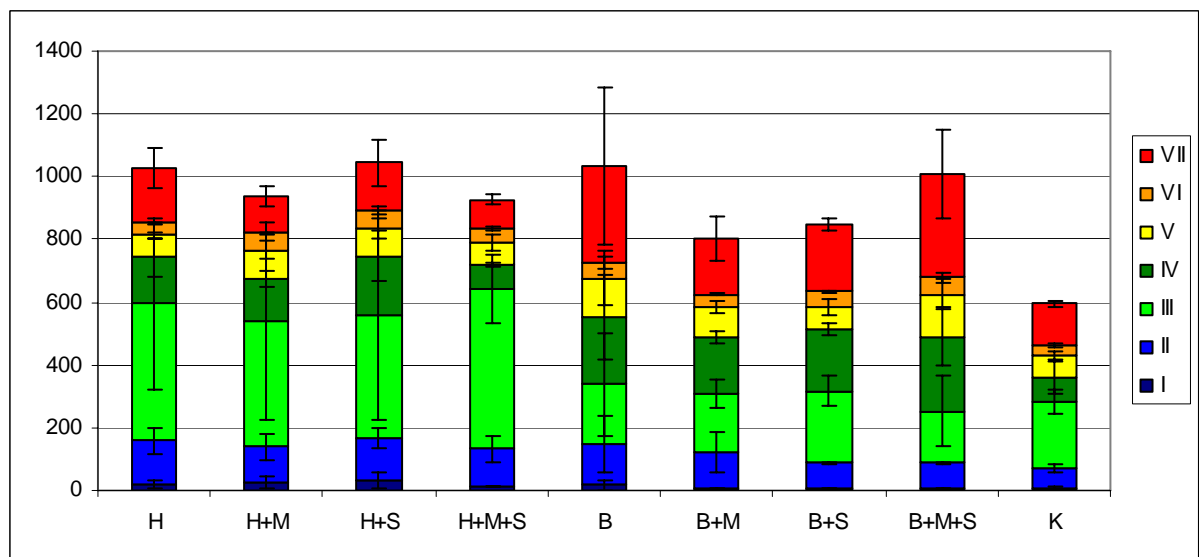


Abbildung 22: Mangangehalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

Die Nickelgehalte (Abbildung 23) unterscheiden sich fast nicht. In den Fraktionen eins bis drei scheint das Haldenmaterial eine etwas höhere Mobilität aufzuweisen. Die Phosphorgehalte (Abbildung 24) der ersten vier Fraktionen des Bauschutts übersteigen die des Haldenmaterials deutlich. Auch die Strontiumgehalte (Abbildung 25) liegen im Bauschutt

deutlich über denen des Haldenmaterials. Fast die Hälfte des Strontiums befindet sich in den ersten beiden mobilen bzw. leicht austauschbaren Fraktionen. Die *aqua regia* extrahierbaren Anteile des Bauschutts sind mit denen des Haldenmaterials vergleichbar, wenngleich die mobilen Anteile im Haldenmaterial deutlich geringer sind.

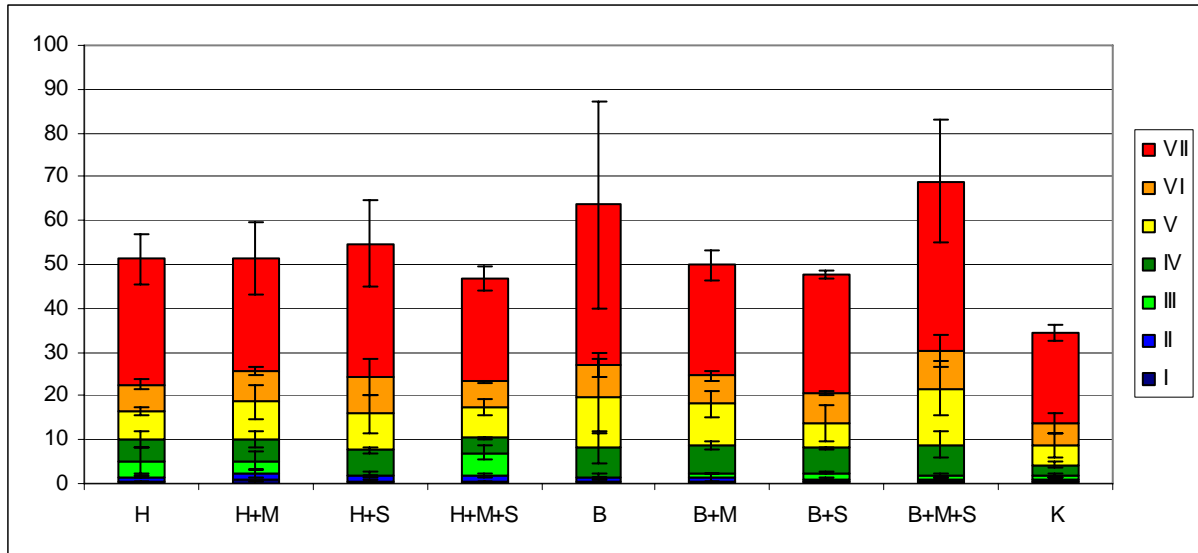


Abbildung 23: Nickelgehalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

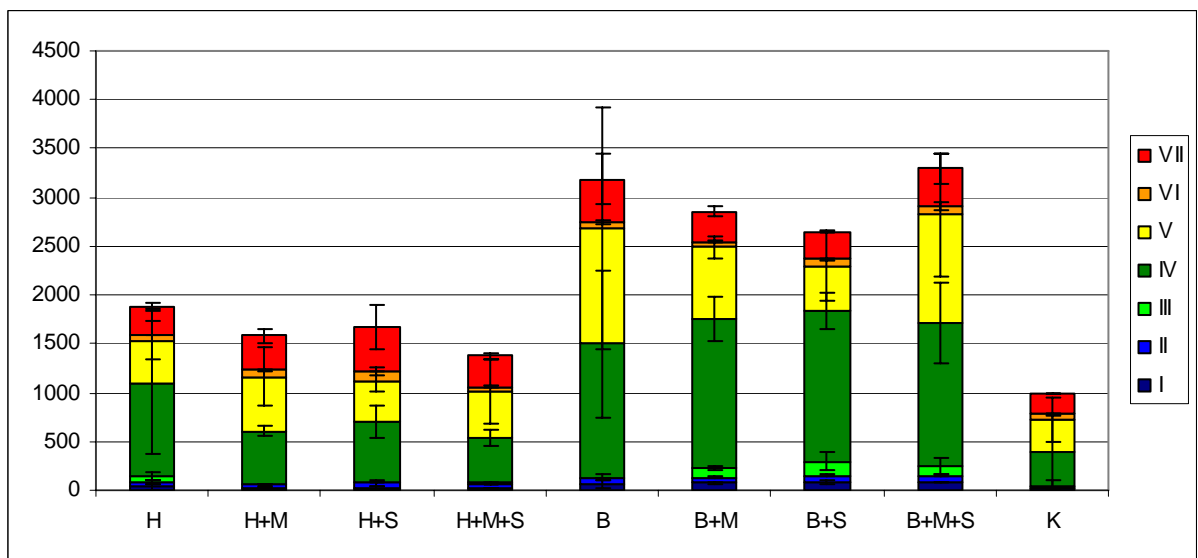


Abbildung 24: Phosphorgehalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

Umgekehrt ist der Cäsiumgehalt der ersten Fraktion im Haldenmaterial deutlich höher als im Bauschutt (Abbildung 26). Auch die Fraktion des Totalaufschlusses ist im Bauschutt kleiner. Hinsichtlich des Urans (Abbildung 27) unterscheiden sich die Substrate dahingehend, dass im Bauschutt, in der behandelten Variante, eine mobile (erste) Fraktion vorhanden ist. Die Elementgehalte der Kontrolle liegen alle unter denen der anderen beiden Substrate. Lediglich

der Strontiumgehalt ist höher als der des Haldenmaterials. Als Kontrolle wurde ein Mutterboden mitgeführt.

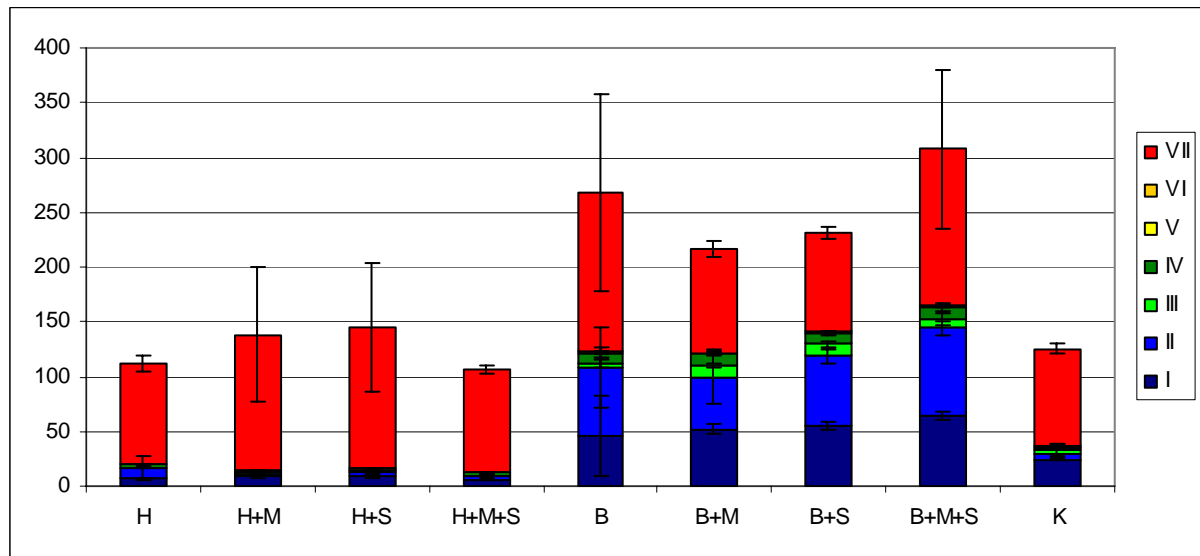


Abbildung 25: Strontiumgehalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

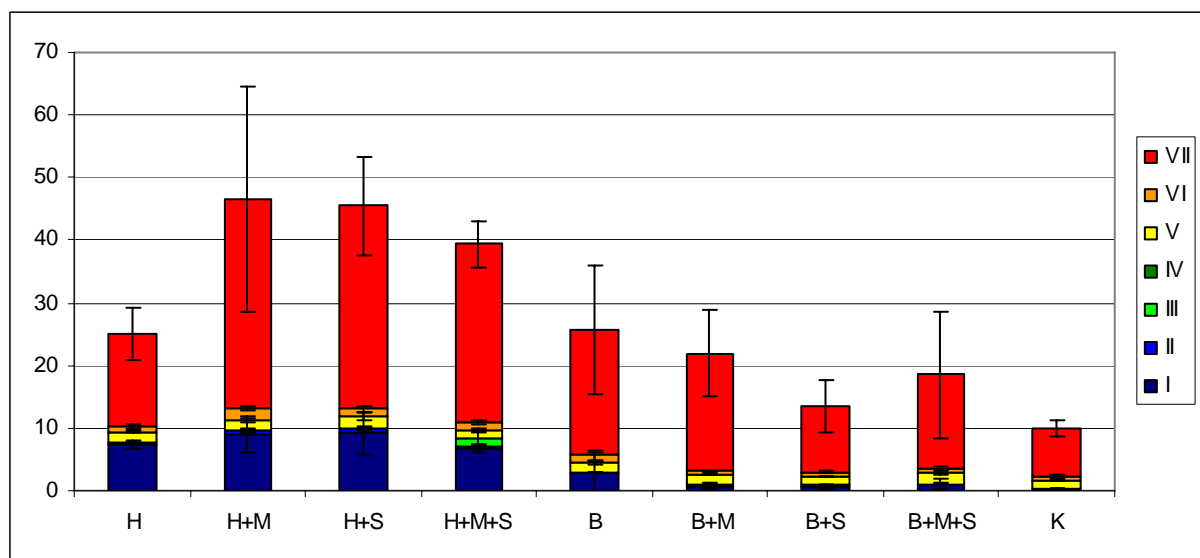


Abbildung 26: Cäsiumgehalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

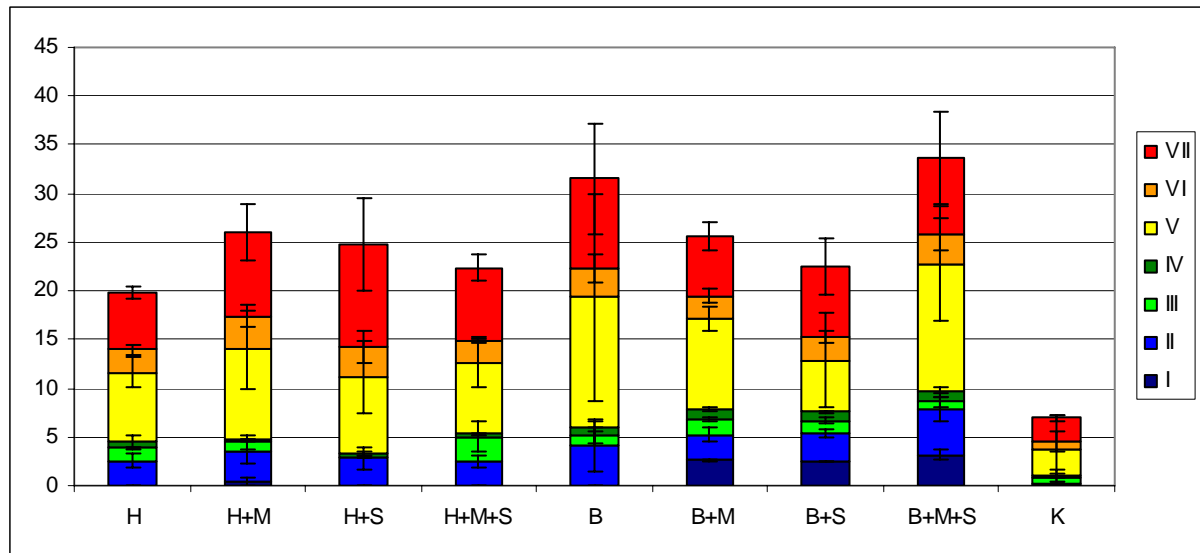


Abbildung 27: Urangelhalte in den Fraktionen der sequentiellen Extraktion 2005 in [mg/kg].

### 3.2.2 Biomassen

Die Biomassen für Mais und Sonnenblume wurden von den oberirdischen Pflanzenteilen als Trockenmasse pro Lysimeter gewonnen (Abbildung 28). Die Sonnenblume brachte, im Vergleich zum Mais, auf beiden Substraten die höheren Biomassen. Sowohl Mais als auch Sonnenblume zeigten, verglichen zum Bauschutt, auf dem Haldenmaterial ein besseres Wachstum. Der Biomasseertrag der Sonnenblume war, wie erwartet, auf dem Kontrollsubstrat (Mutterboden) am höchsten. Der Ertrag der Maispflanzen auf dem Mutterboden blieb jedoch hinter dem der auf Haldenmaterial gewachsenen Pflanzen zurück. Die Biomasseerträge unterscheiden sich hinsichtlich der mikrobiologischen Behandlung nicht signifikant.

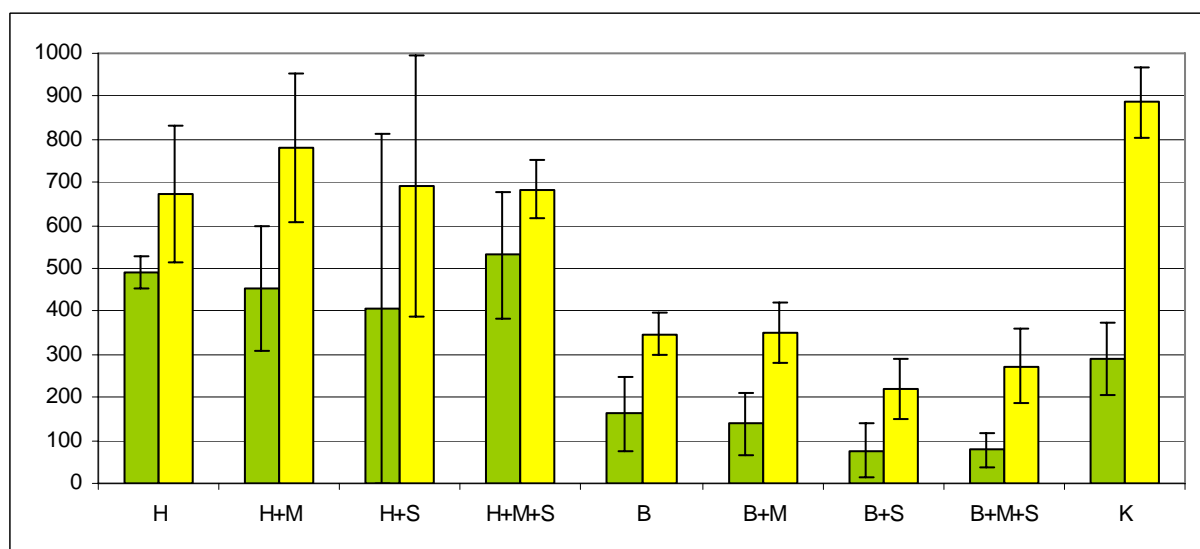


Abbildung 28: Biomasse des Sprossanteils von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [g TM/Lysimeter].



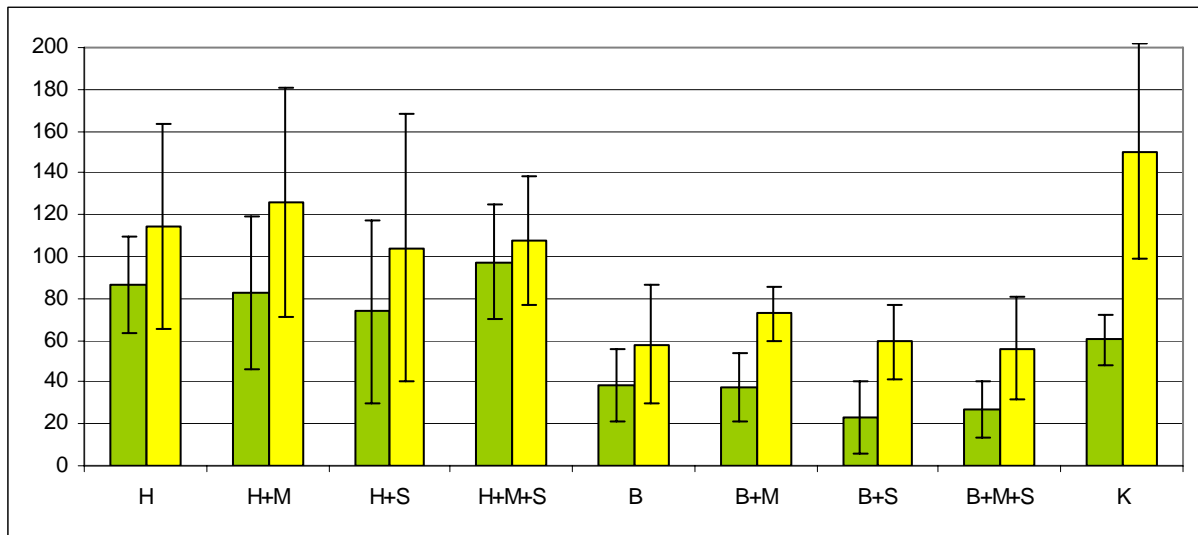


Abbildung 29: Biomasse des Sprossanteils der zwei größten Pflanzen aus jedem Lysimeter von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [g TM/Lysimeter].

Da auf Grund der trockenen Witterung nachgesät werden musste, wurde erwartet, dass der Ertrag zwischen den Lysimetern schwankt. Daher sind in Abbildung 29 die Biomassen der zwei jeweils größten Pflanzen eines Lysimeters dargestellt, und zwar als Mittel aus drei Lysimetern einer Behandlungsvariante (also sechs Proben). Es zeigt sich jedoch, dass diese Darstellung weitgehend die Verhältnisse der Gesamt-Biomassen wiedergibt.

### 3.2.3 Mykorrhizierung

Die in Abbildung 30 dargestellten Mykorrhizierungsraten weisen eine hohe Standardabweichung auf. Da es sich um Freilandexperimente handelte und außerdem ein hoher Kompostanteil beigemischt wurde, sind auch in den nicht inokulierten Varianten Mykorrhizapilze aufgetreten, die sich offensichtlich durchsetzen konnten. Insgesamt ist jedoch die Mykorrhizierung mit ca. 70 % relativ hoch und liegt sowohl im Bereich des verwendeten Kontrollbodens als auch im Bereich anderer Versuche aus der Literatur (Karasawa, 2001). In den meisten Fällen scheint die Sonnenblume etwas besser mykorrhiziert zu sein. Der Versuch kann daher nur im Hinblick auf eine insgesamt vorliegende gute Mykorrhizierung hin ausgewertet werden.

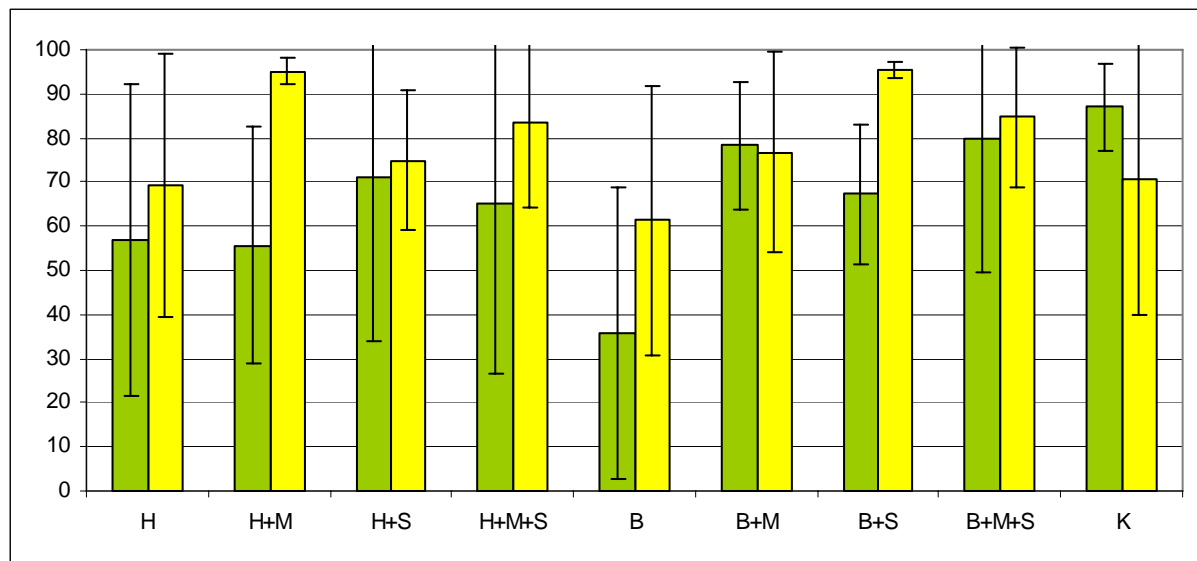


Abbildung 30: Mykorrhizierungsraten von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [%].

### 3.2.4 Inokulation mit *S. coelicolor*

Nach den Isolationsversuchen stellte sich heraus, dass nur eine begrenzte Anzahl an Isolaten aus dem Haldenmaterial in der Lage war, bei einem pH-Wert von 10 zu wachsen. Von diesen wiederum waren nur wenige in der Lage ihre Umgebung anzusäuern. Neben dem Haldenisolat H10 waren der *S. coelicolor* und *S. tendae* F4 (Amoroso *et al.*, 2000) dazu in der Lage (Tabelle 7).

Tabelle 7: Ansäuerung eines alkalischen Flüssigmediums durch verschiedene Actinomyceten.

Isolate	pH
Kontr.	8,5
H1	8,5
H4	8,5
H10	4,5
H13	8,5
H14	8,5
H17	7,5
<i>S. coel.</i>	4,5
E 13	8,5
F 4	5

Zu beachten ist, dass sich der pH-Wert der sterilen Kontrolle innerhalb der Kulturdauer ebenfalls von 10 auf 8,5 erniedrigte. Um den Nachweis einer erfolgreichen Inokulation erbringen zu können, sollte der Organismus auch nach der Vegetationsperiode nachweisbar sein. Daher wurde *Streptomyces coelicolor* als Inokulat ausgewählt, da er auf einem selektiven Medium (nach Duangmal *et al.*, 2005) leicht zu kultivieren ist, ohne dass andere

Organismen ihn überwachsen. Zudem ist er durch seine Pigmentbildung leicht von anderen Streptomyceten zu unterscheiden.

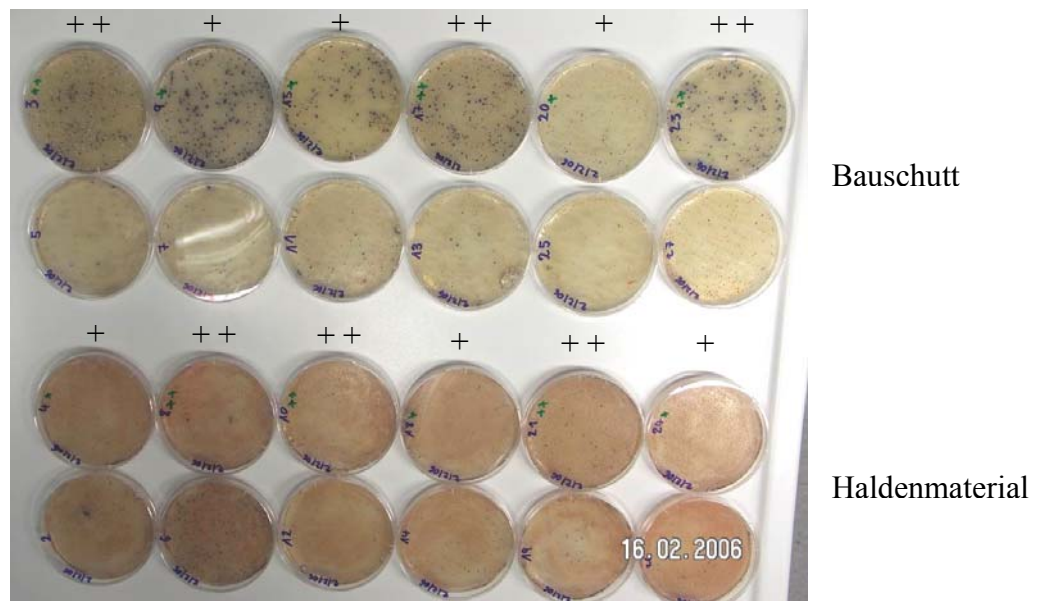


Abbildung 31: Re-Isolierung von *S. coelicolor*. Die beiden oberen Reihen entstammen dem Bauschutt, die beiden unteren Reihen dem Haldenmaterial. Die jeweils obere Reihe eines Substrates zeigt die Platten von mit Streptomyces inokulierten Lysimetern. Die nur mit Streptomyces inokulierte Variante ist mit (+) gekennzeichnet, die mit Mykorrhiza und Streptomyces inokulierte Variante ist mit (++) gekennzeichnet untere Reihe entspricht jeweils den nicht inokulierten Lysimetern.

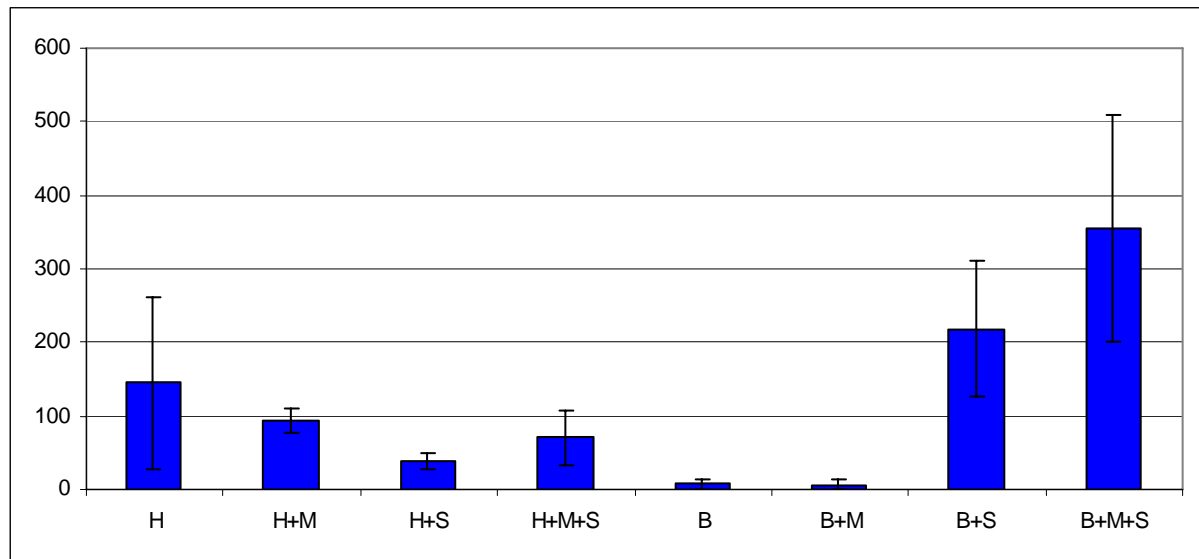


Abbildung 32: Ergebnis der Auszählung der auf den Platten gewachsenen violetten Kolonien.

In der Abbildung 31 sind die auf dem Selektivmedium ausplattierten Substratsuspensionen der Lysimeter zu sehen. Wie der visuelle Eindruck vermuten lässt, zeigt auch die in Abbildung 32 dargestellte Auszählung der Kolonien, dass der mit dem Streptomyceten beimpfte Bauschutt deutlich mehr blau-violette Kolonien aufweist als der nicht inokulierte.

Ferner deutet die Auszählung darauf hin, dass der zusätzlich mit Mykorrhiza inokulierte Bauschutt mehr dieser Kolonien aufweist als der nicht mit Mykorrhiza inokulierte. Beim Haldenmaterial hingegen lassen sich keine Unterschiede zwischen den Behandlungen erkennen. Insbesondere Lysimeter Nr. 6 zeigt, obwohl es nicht mit *S. coelicolor* inokuliert sein sollte, deutlich mehr Kolonien als die anderen Lysimeter.

### 3.2.5 Elementgehalte im Sprossanteil

Die Analysen (Abbildungen 33-40) zeigen ebenfalls eine hohe Standardabweichung. Dennoch zeigt die Sonnenblume über die Behandlungen hinweg für viele der Elemente höhere Elementgehalte als der Mais.

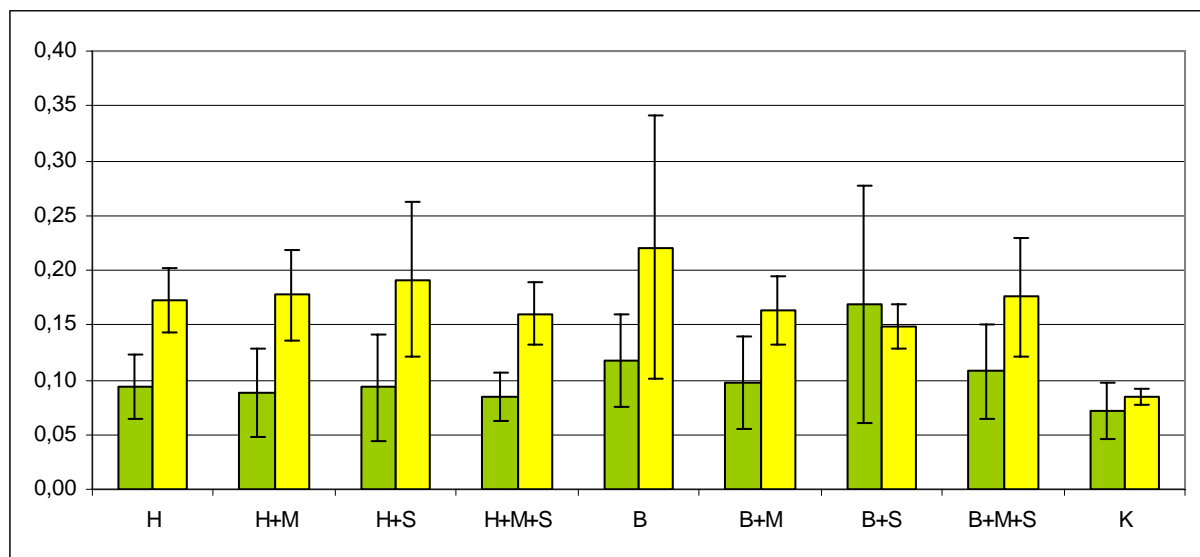


Abbildung 33: Kobaltgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

Dies trifft für das Element Kobalt zu (Abbildung 33). Dieses Verhalten zeigt sich beim Haldenmaterial deutlicher als beim Bauschutt. In der Kontrolle sind insbesondere bei der Sonnenblume die Gehalte gering und unterscheiden sich nicht zwischen Mais und Sonnenblume. Beim Eisen (Abbildung 34) sind die Unterschiede weniger deutlich. Hier erscheinen die Eisengehalte der Sonnenblume im Haldenmaterial höher, wohin gegen im Bauschutt und in der Kontrolle der Mais die größeren Werte zeigt. Hinsichtlich der Substrate unterscheiden sich die Eisengehalte nicht. Ein Trend zu höheren Mangangehalten in der Sonnenblume lässt sich nur beim Bauschutt erkennen (Abbildung 35). In Bezug auf die

Substrate zeigt die Sonnenblume auf Bauschutt deutlich höhere Werte als die Pflanzen auf Haldenmaterial. In den Pflanzen der Kontrolle ist deutlich weniger Mangan.

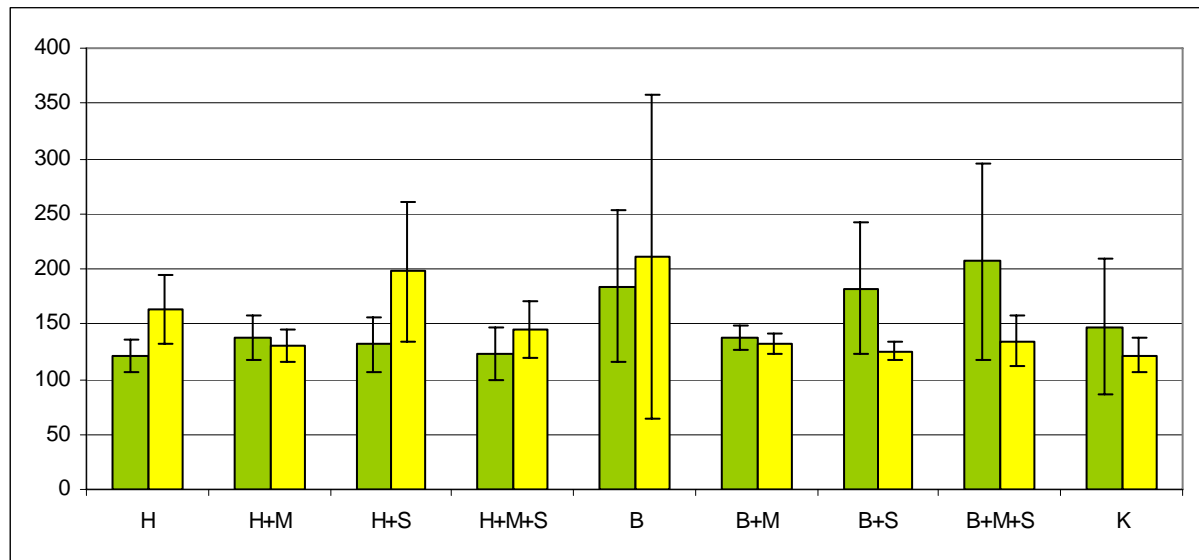


Abbildung 34: Eisengehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

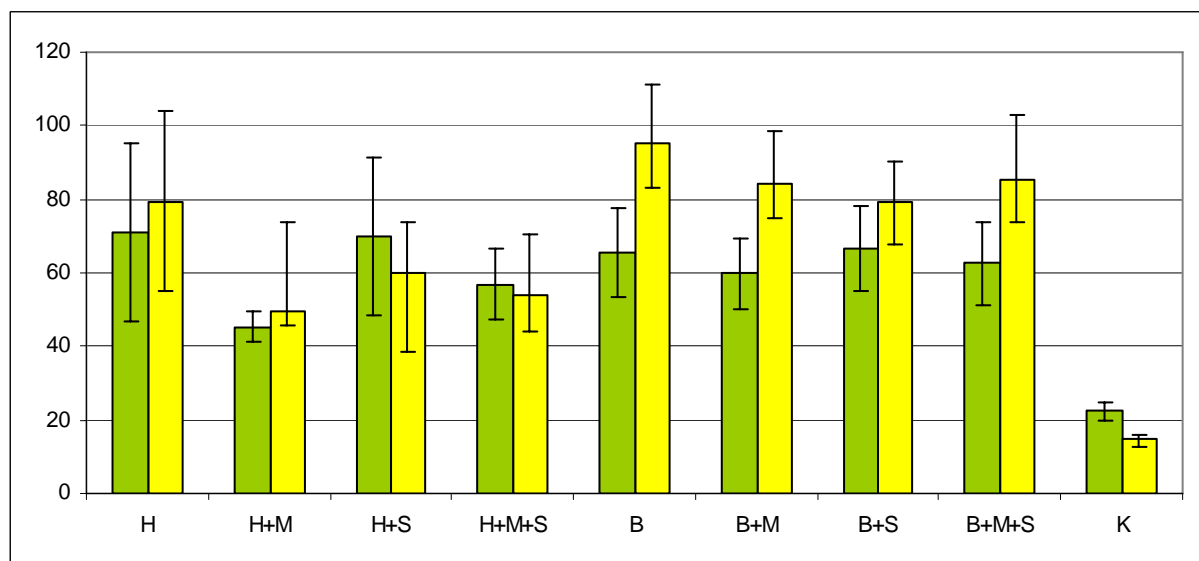


Abbildung 35: Mangangehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

Obwohl die Unterschiede der Nickelgehalte (Abbildung 36) alle innerhalb der Standardabweichungen liegen, zeigen die Sonnenblumen auf Haldenmaterial durchweg höhere Gehalte als Mais. Beim Bauschutt und der Kontrolle verhält es sich umgekehrt, hier zeigt der Mais die höheren Werte. Für Phosphor (Abbildung 37) liegen die Elementgehalte der Sonnenblume deutlich über denen des Mais. Die Gehalte unterscheiden sich dabei nicht

zwischen den Substraten. Auch die Phosphorgehalte der Kontrolle weichen nicht von denen der anderen Substrate ab.

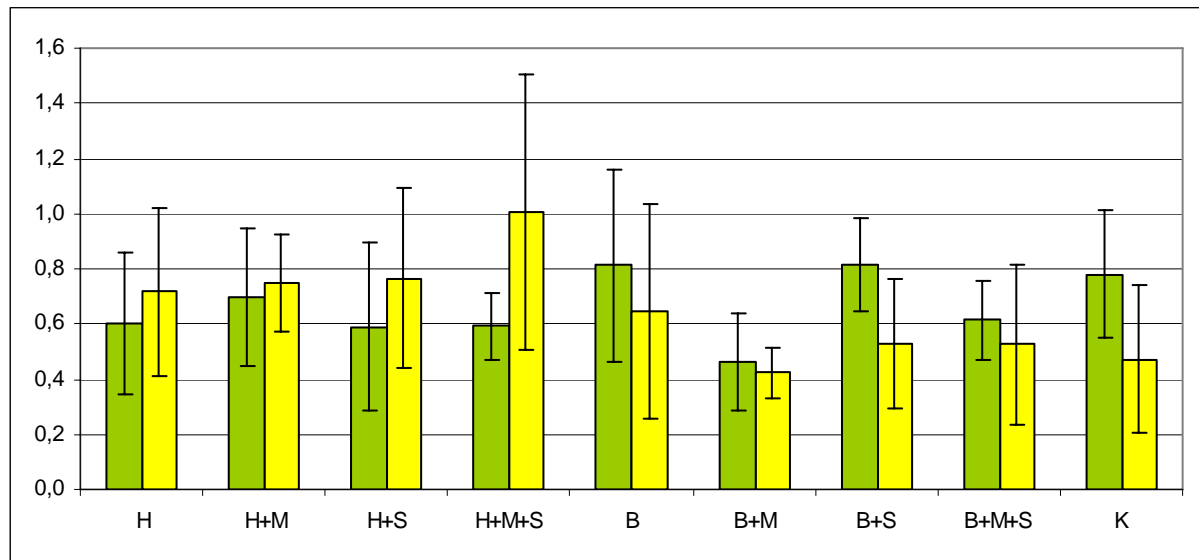


Abbildung 36: Nickelgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

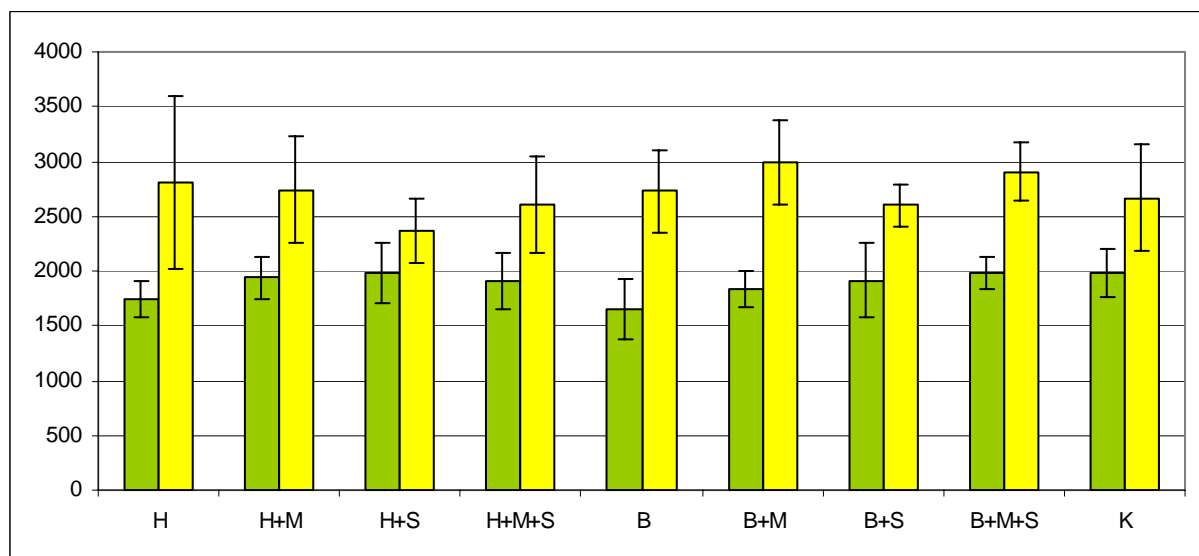


Abbildung 37: Phosphorgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

Die Strontiumgehalte (Abbildung 38) sind bei der Sonnenblume signifikant höher als bei Mais. Darüber hinaus sind die Gehalte für beide Pflanzen im Bauschutt mehr als doppelt so hoch wie im Haldenmaterial. Die Strontiumgehalte der Kontrolle liegen zwischen denen von Bauschutt und Haldenmaterial.

Cäsium ist vor allem in den auf Haldenmaterial gewachsenen Pflanzen zu finden (Abbildung 39). Dabei sind die Gehalte der Sonnenblume gegenüber denen des Mais leicht erhöht. Im Bauschutt sowie in der Kontrolle sind die Cäsiumgehalte nur sehr gering und unterscheiden sich zwischen den Pflanzen nicht wesentlich. Die Urangehalte (Abbildung 40) zeigen eine sehr große Standardabweichung, so dass sich hier hinsichtlich der Aufnahme keine Unterschiede nach Pflanzenart, Behandlung oder Substrat feststellen lassen. Selbst die Kontrolle (Mutterboden) zeigt, verglichen zu den anderen Substraten, hohe Werte.

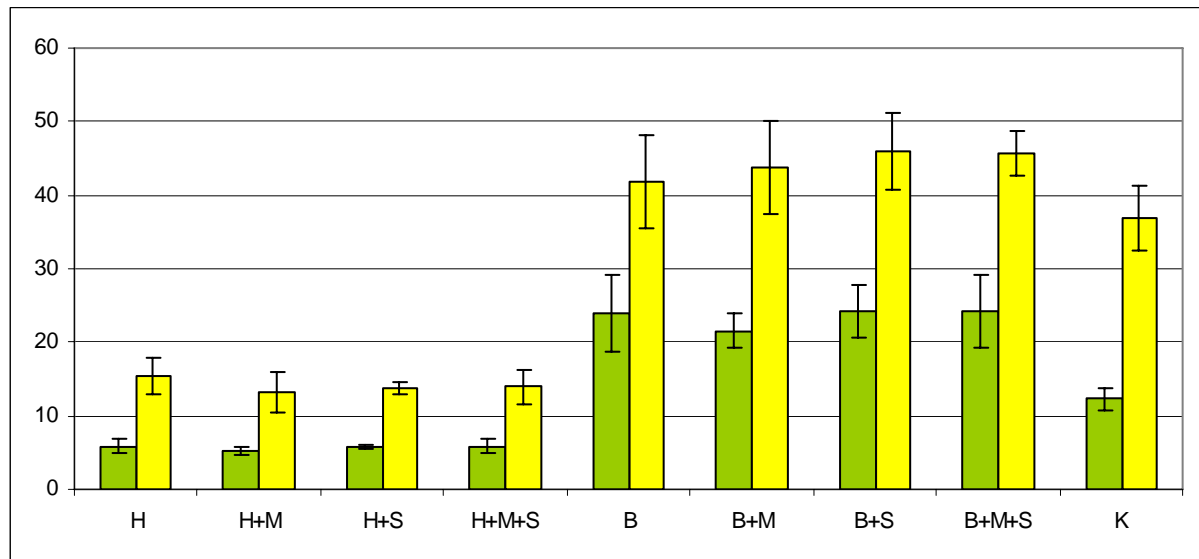


Abbildung 38: Strontiumgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

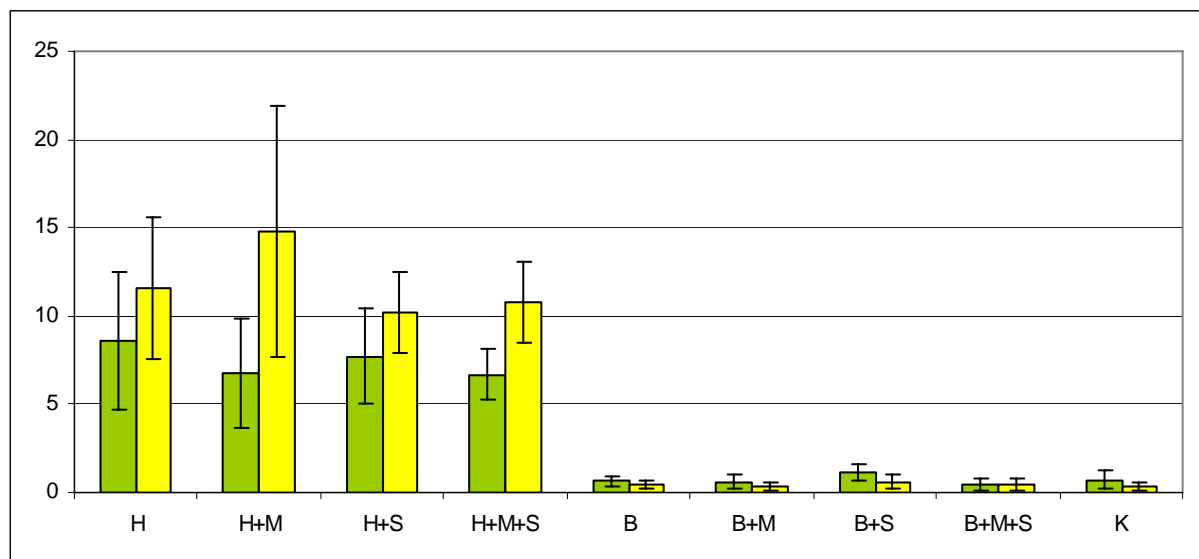


Abbildung 39: Cäsiumgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

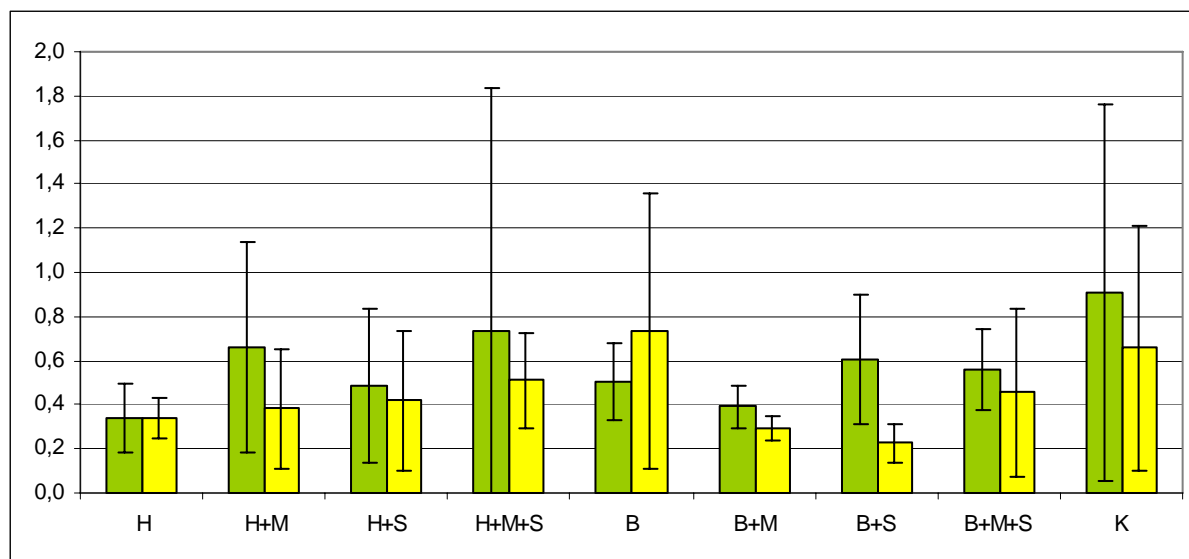


Abbildung 40: Urangelhalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

### 3.2.6 Transferfaktoren

In den folgenden Diagrammen ist das Verhältnis von Elementgehalt in Spross-Trockenmasse (/kg) zu dem Gehalt des Substrates (/kg) dargestellt. Zu jeder Behandlung sind jeweils die Transferfaktoren (TF) für verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion dargestellt. Da die Elementgehalte der Pflanzen und vor allem die der Substrate mit erheblichen Standardabweichungen belegt sind, ergeben sich für den Quotienten dieser Messwerte erneut große Standardabweichungen. Ferner ist zu beachten, dass je eine sequentielle Extraktion pro Lysimeter durchgeführt wurde, so dass jeder Behandlung also drei Bodenanalysen und sechs Pflanzenanalysen zu Grunde liegen. Daher sind zur besseren Übersicht in Tabelle 8 die Mittelwerte der Transferfaktoren (TF) dargestellt.

**Tabelle 8: TF-Mittel bezogen auf die bioverfügbare (Ammoniumnitrat-) Fraktion**

	Co		Fe		Mn		Ni		P		Sr		Cs		U	
	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB
Haldenmaterial	3,1	<b>5,0</b>	48,8	<b>58,6</b>	3,9	<b>4,3</b>	1,4	<b>1,9</b>	98,7	<b>131</b>	0,7	<b>1,8</b>	<b>3,2</b>	2,6	n. n.	n. n.
Bauschutt	1,1	<b>1,6</b>	<b>20,8</b>	17,6	7,7	<b>10,3</b>	<b>1,5</b>	1,2	27,7	<b>43,8</b>	0,6	<b>1,2</b>	<b>1,1</b>	0,5	n. n.	n. n.

Die Werte beziehen sich dabei auf die erste (mobile) Fraktion der sequentiellen Extraktion. Auf Haldenmaterial zeigt die Sonnenblume für die Elemente Kobalt, Eisen, Mangan, Nickel, Phosphor und Strontium höhere Werte als der Mais. Beim Cäsium zeigt der Mais einen höheren Transferfaktor. Uran und Arsen waren insgesamt in nur wenigen Fällen überhaupt



nachweisbar. Auf Bauschutt zeigt die Sonnenblume für Kobalt, Mangan, Phosphor und Strontium bessere Transferfaktoren, während Mais bei Eisen, Nickel und Cäsium die höheren Werte aufweist. Generell zeigen essentielle Nährelemente wie Phosphor und Eisen sehr hohe, nicht essentielle bzw. Spurenelemente wie Kobalt und Nickel geringere Transferfaktoren. Die Abbildungen 41-48 zeigen die TF der Behandlungen im Einzelnen. Dabei lassen sich Elemente erkennen, welche bezüglich der ersten Fraktion sehr hohe TF aufweisen, die aber unter Einbeziehung der folgenden Fraktionen nur sehr geringe TF zeigen (Kobalt und Mangan). Weiterhin können die Elemente Eisen, Nickel und Phosphor, deren TF etwas weniger abrupt aber dennoch deutlich abnehmen sowie Elemente, deren TF über eine Reihe von Fraktionen hinweg wenig oder gar keine Abnahme zeigen (Strontium und Cäsium) zusammengefasst werden. Da bei der sequentiellen Extraktion in der IV. Fraktion (EDTA) hohe Cäsiumgehalte in den Blindproben auftraten, konnten diese und folgende Fraktionen nicht auf Cäsium hin interpretiert werden.

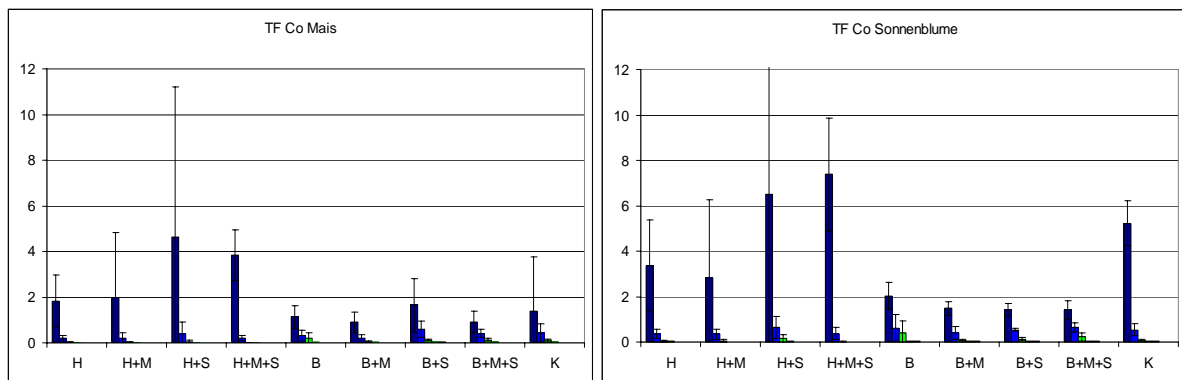


Abbildung 41: Transferfaktoren von Kobalt für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

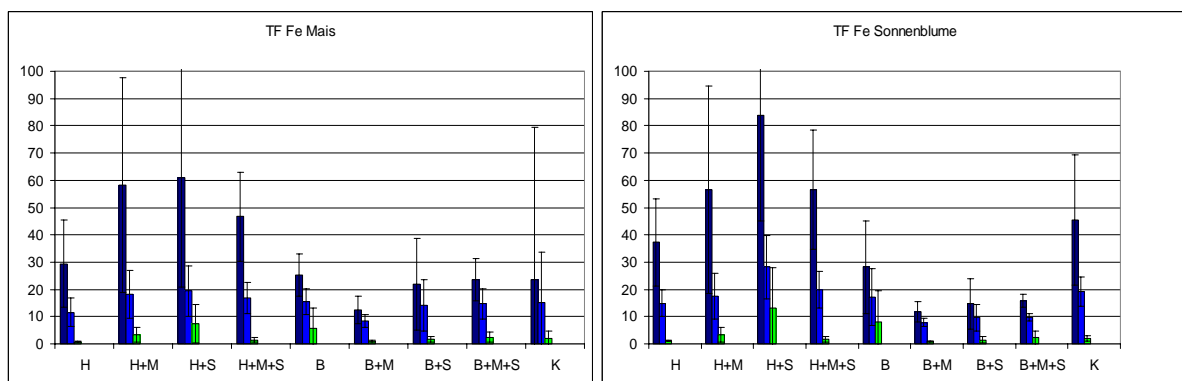


Abbildung 42: Transferfaktoren von Eisen für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

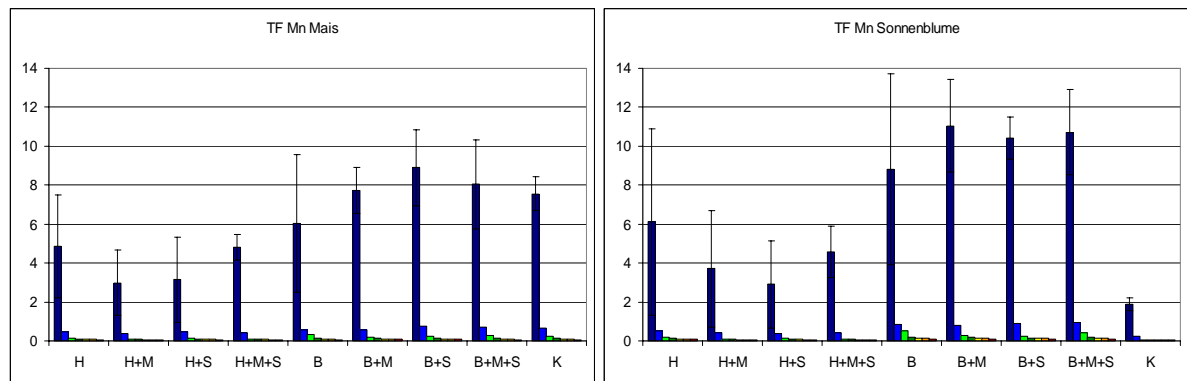


Abbildung 43: Transferfaktoren von Mangan für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

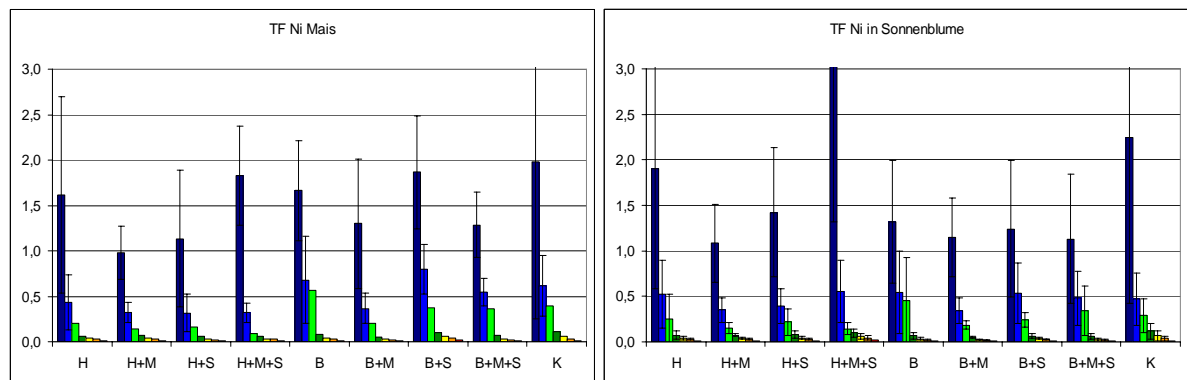


Abbildung 44: Transferfaktoren von Nickel für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

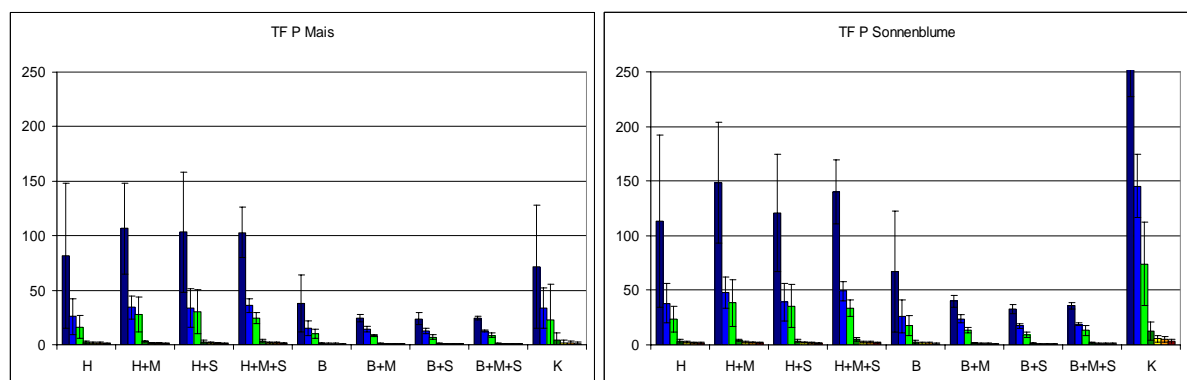


Abbildung 45: Transferfaktoren von Phosphor für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

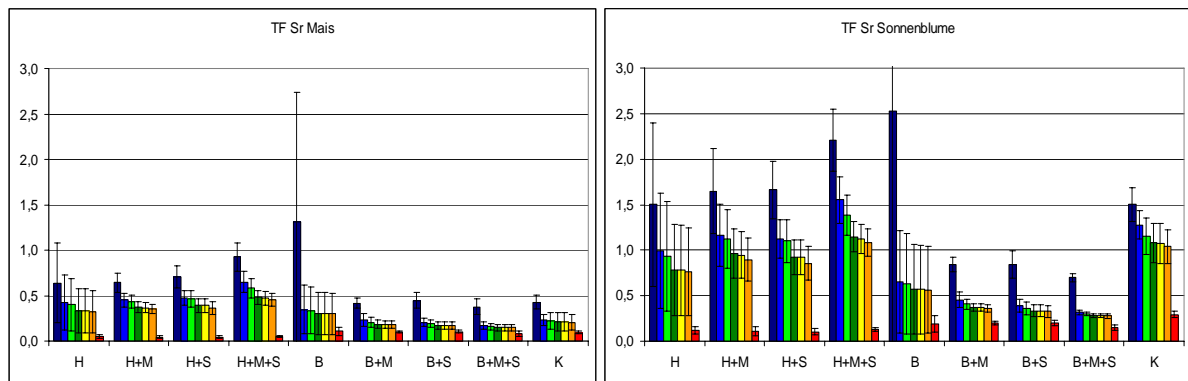


Abbildung 46: Transferfaktoren von Strontium für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

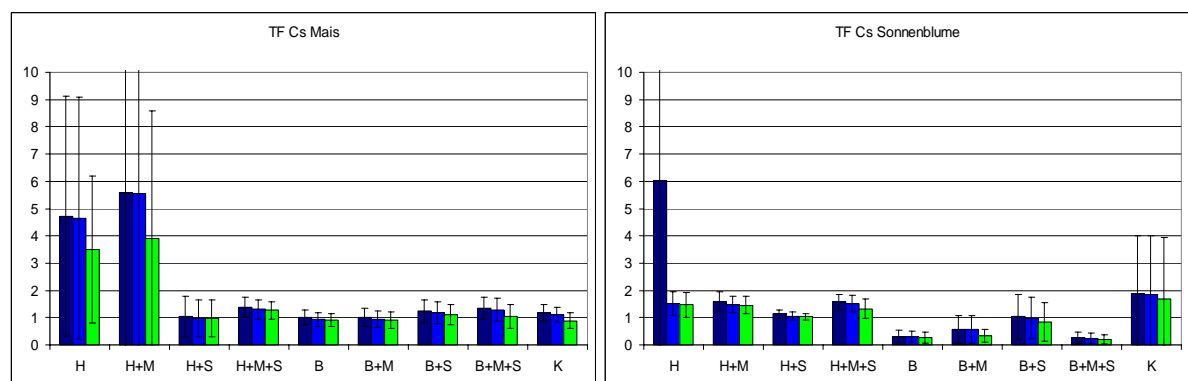


Abbildung 47: Transferfaktoren von Cäsium für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

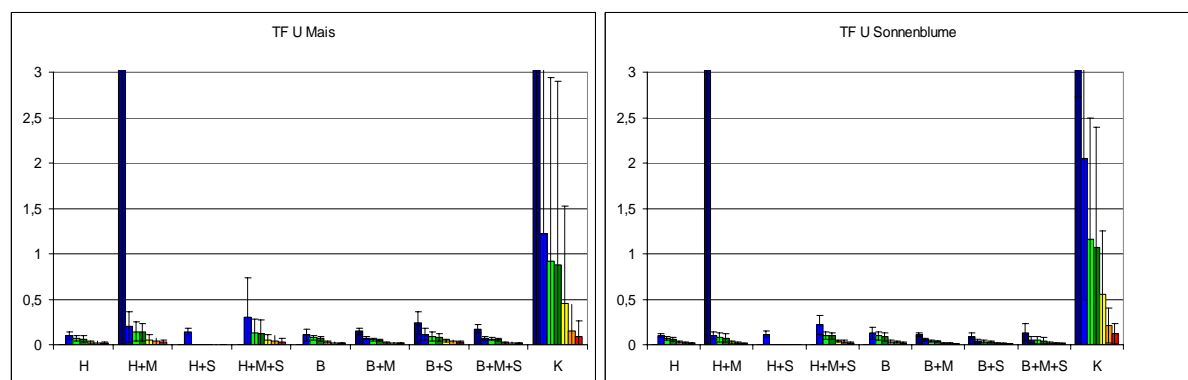


Abbildung 48: Transferfaktoren von Uran für Mais und Sonnenblume in Bezug auf verschiedene Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

### 3.2.7 Menge der aus den Lysimetern entzogenen Elemente 2005

In den Abbildungen 49-56 sind die Elementmengen dargestellt, welche durch den in den Lysimetern gewachsenen Sprossanteil entzogen wurden. Dabei weisen die Sonnenblumen in fast allen Fällen einen höheren Entzug auf als der Mais. Lediglich bei Uran und auch beim Mangan ist dieser Unterschied weniger deutlich. Die größten Unterschiede existieren bei der

Aufnahme von Kobalt, Strontium und Nickel. Hier ist der Entzug der Sonnenblume verglichen zum Mais teilweise mehr als doppelt so hoch.

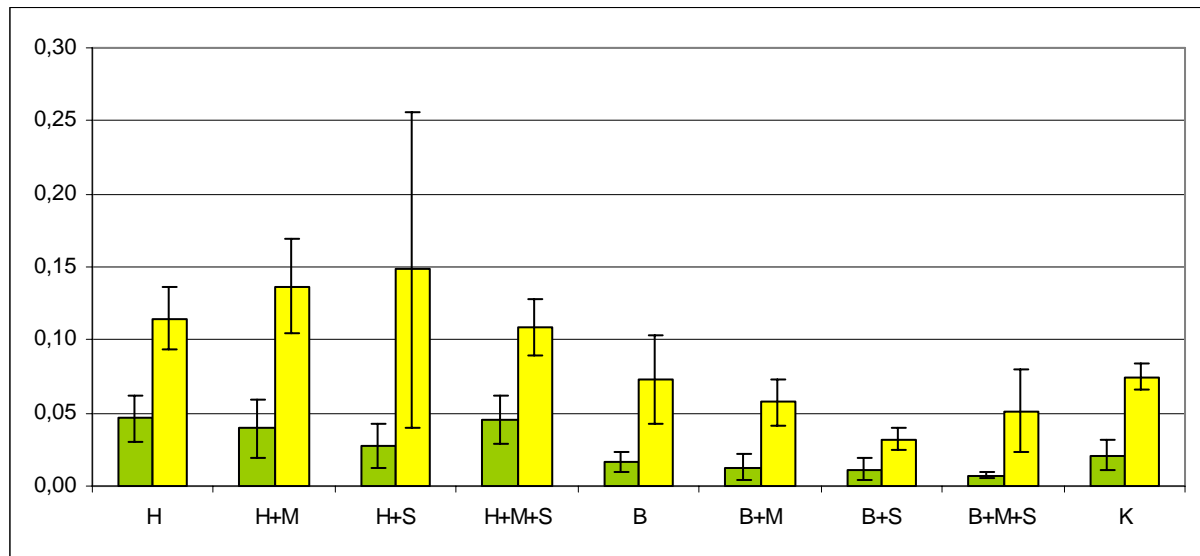


Abbildung 49: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Kobalt in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

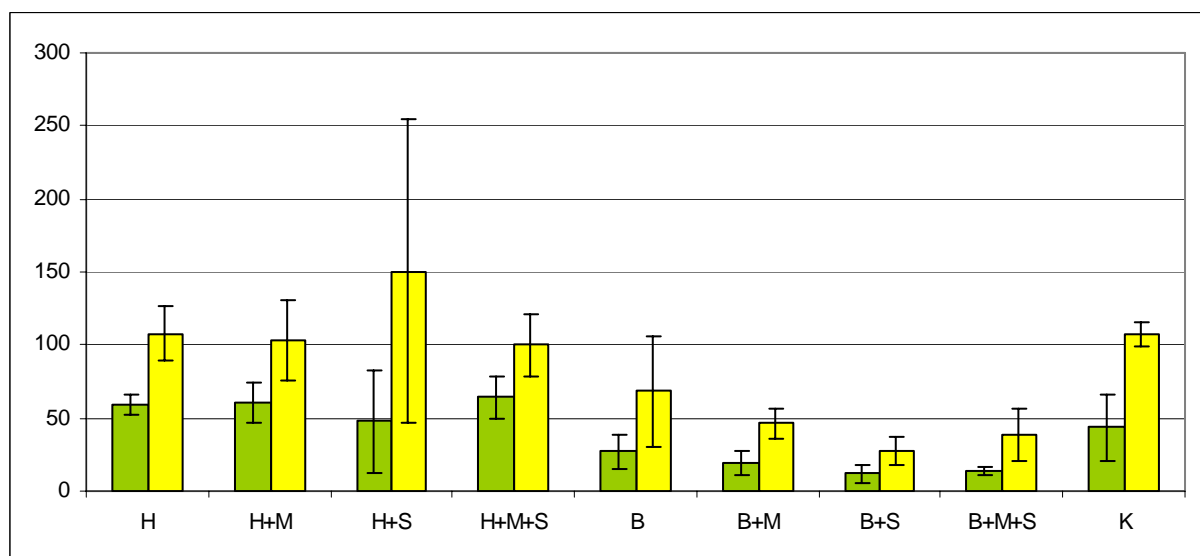


Abbildung 50: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Eisen in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

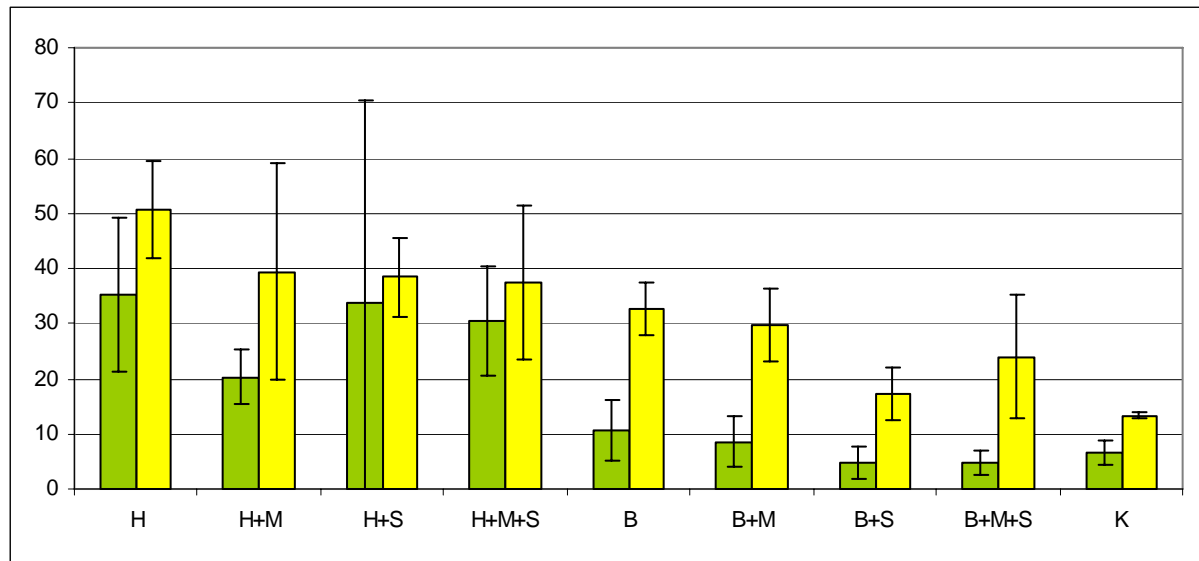


Abbildung 51: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Mangan in [mg] pro Lysimeter ( $1 \text{ m}^2$ ).

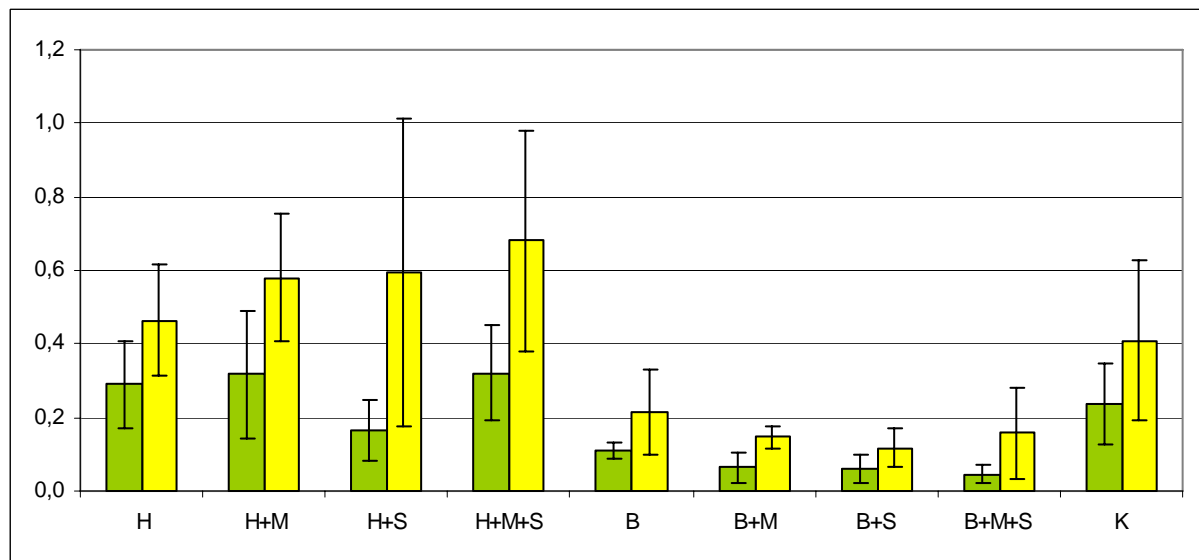


Abbildung 52: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Nickel in [mg] pro Lysimeter ( $1 \text{ m}^2$ ).

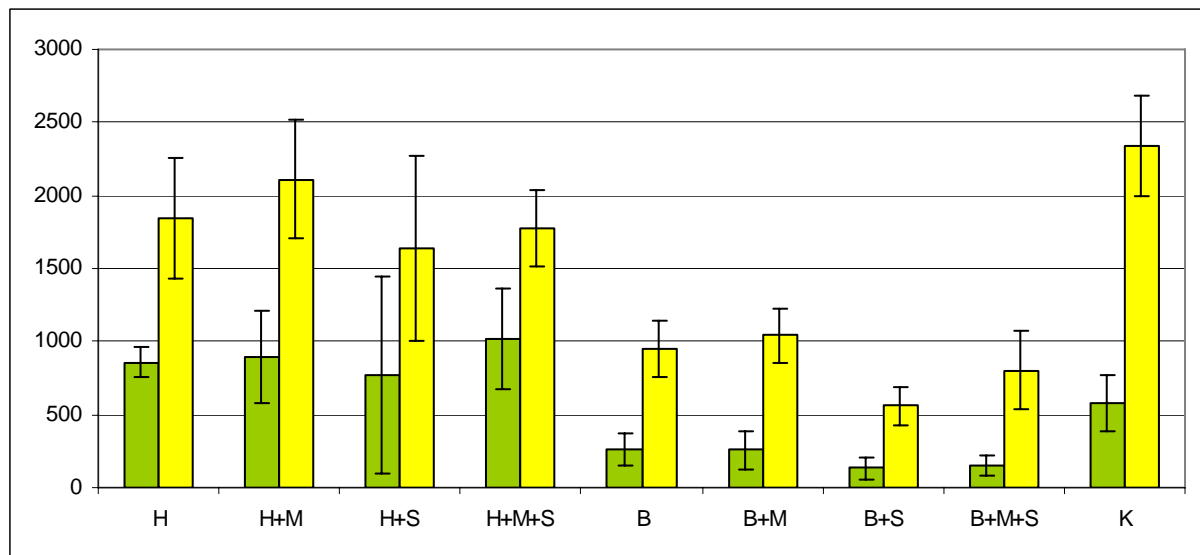


Abbildung 53: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Phosphor in [mg] pro Lysimeter ( $1 \text{ m}^2$ ).

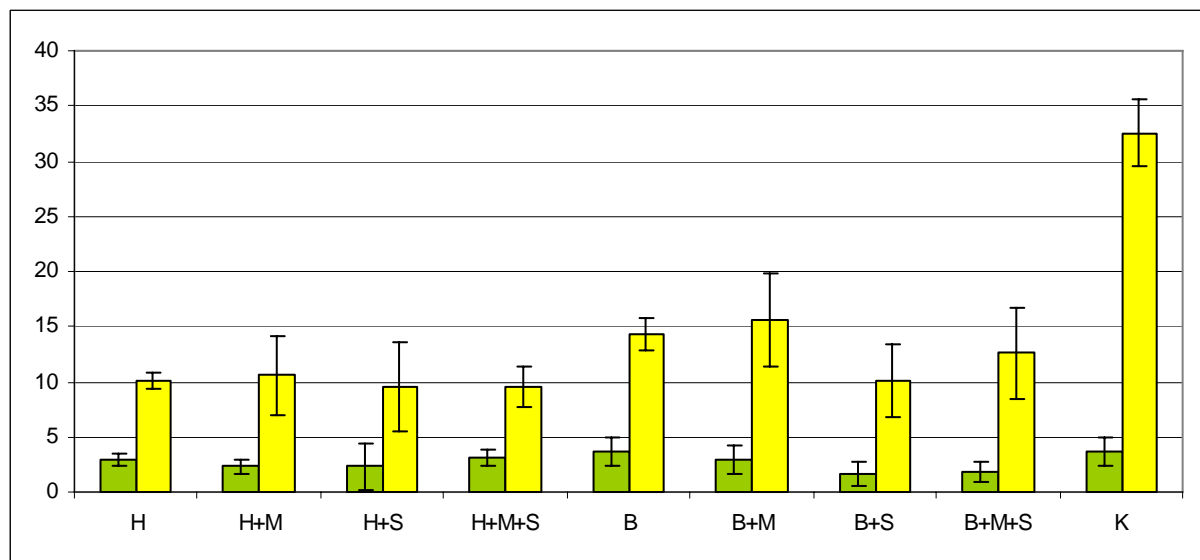


Abbildung 54: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Strontium in [mg] pro Lysimeter ( $1 \text{ m}^2$ ).

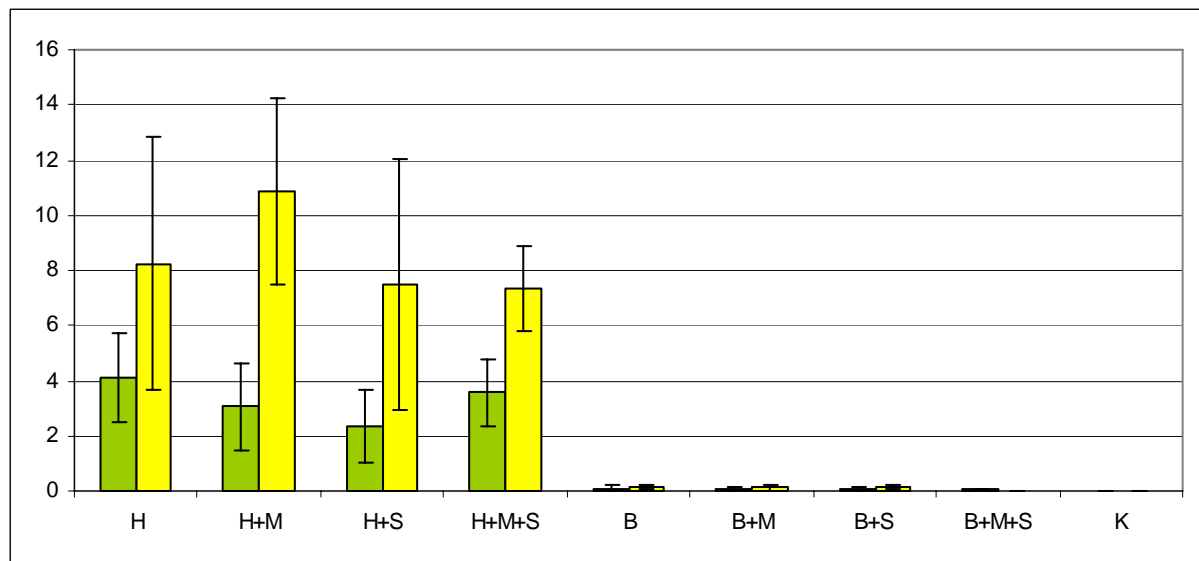


Abbildung 55: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Cäsium in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

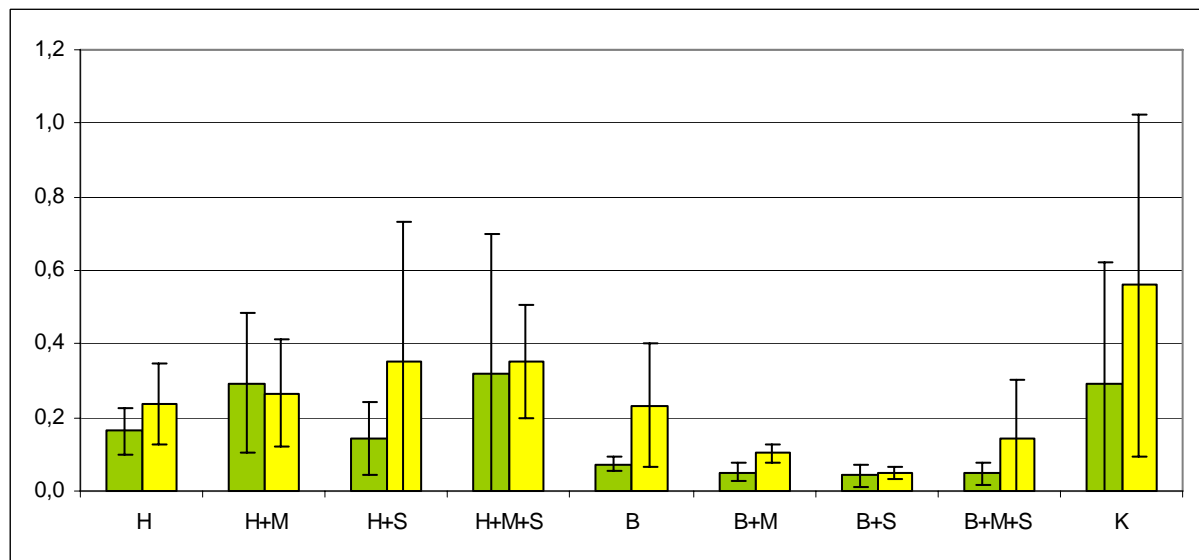


Abbildung 56: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Uran in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

### 3.3 Lysimeterversuch 2006

#### 3.3.1 Charakterisierung der Substrate

Für die zweite Vegetationsperiode wurde das Substrat aus dem Vorjahr in den Lysimetern belassen. Dies sollte es ermöglichen, Änderungen in der Mobilität und Verfügbarkeit der Elemente festzustellen. Das Animpfen erfolgte erneut. Als Bodenbakterium diente diesmal *Nocardiopsis metallica*, welcher in Laborversuchen in der Lage war, in alkalischer Umgebung Säure zu produzieren und somit Elemente mobilisierte (Willscher und Bosecker,

2003). Als Mykorrhizapilz diente ein an alkalische Verhältnisse angepasster Stamm von *Glomus intraradices* (Tabelle 1). Die Probennahme der Substrate erfolgte nach der Ernte im Oktober. Die Analysen der Substrate sind in den Abbildungen 57-64 dargestellt.

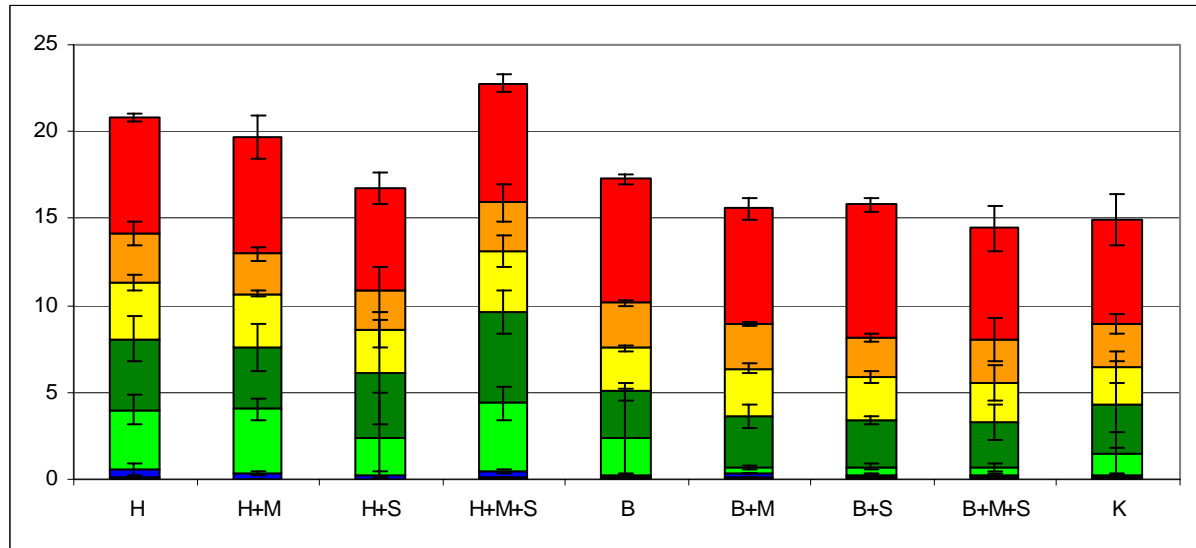


Abbildung 57: Kobaltgehalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].

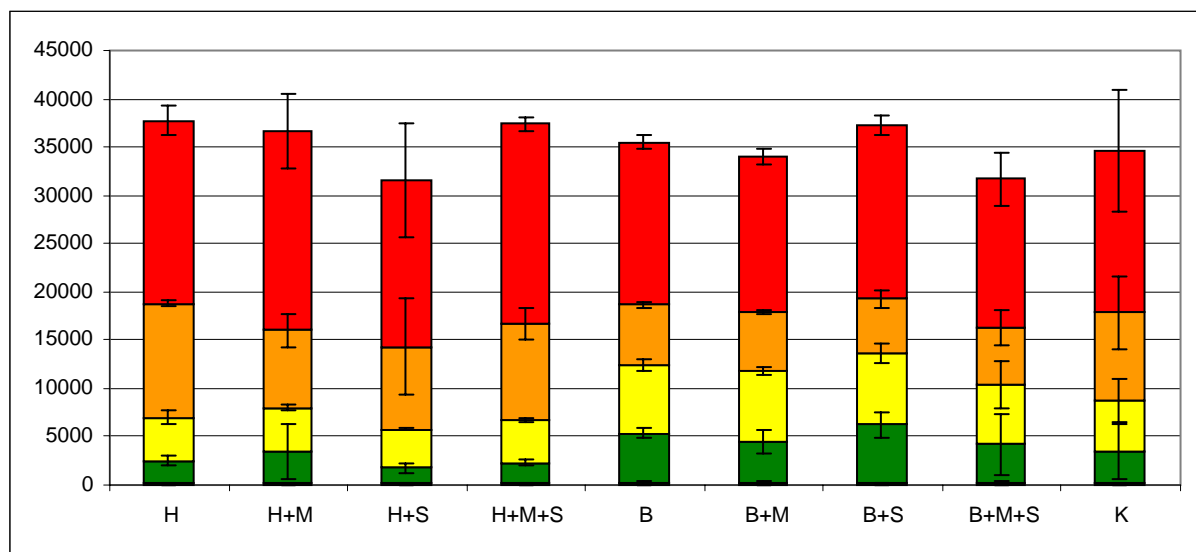


Abbildung 58: Eisengehalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].



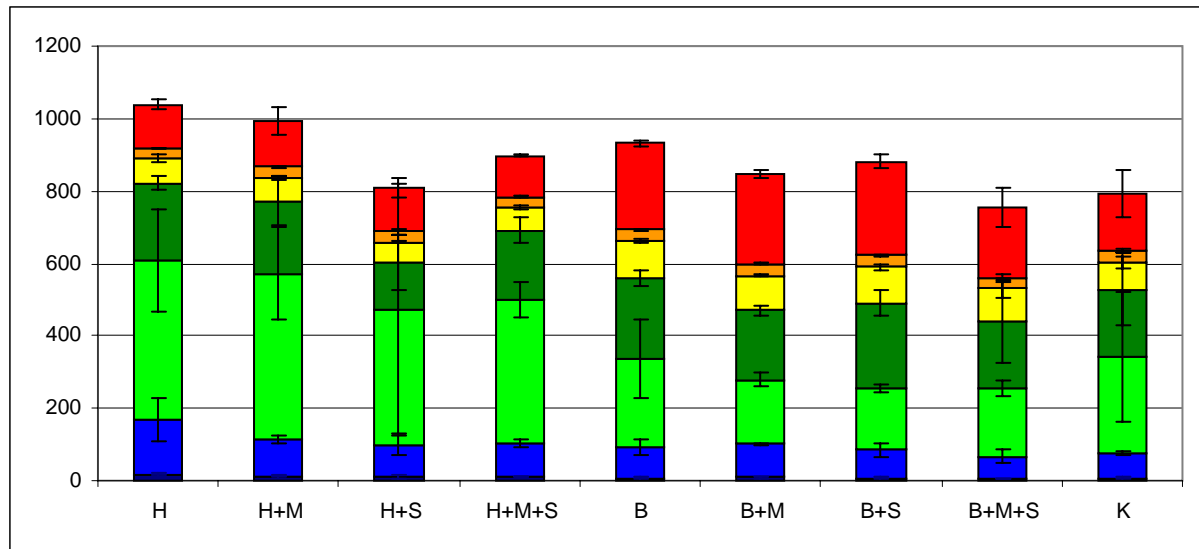


Abbildung 59: Manganergehalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].

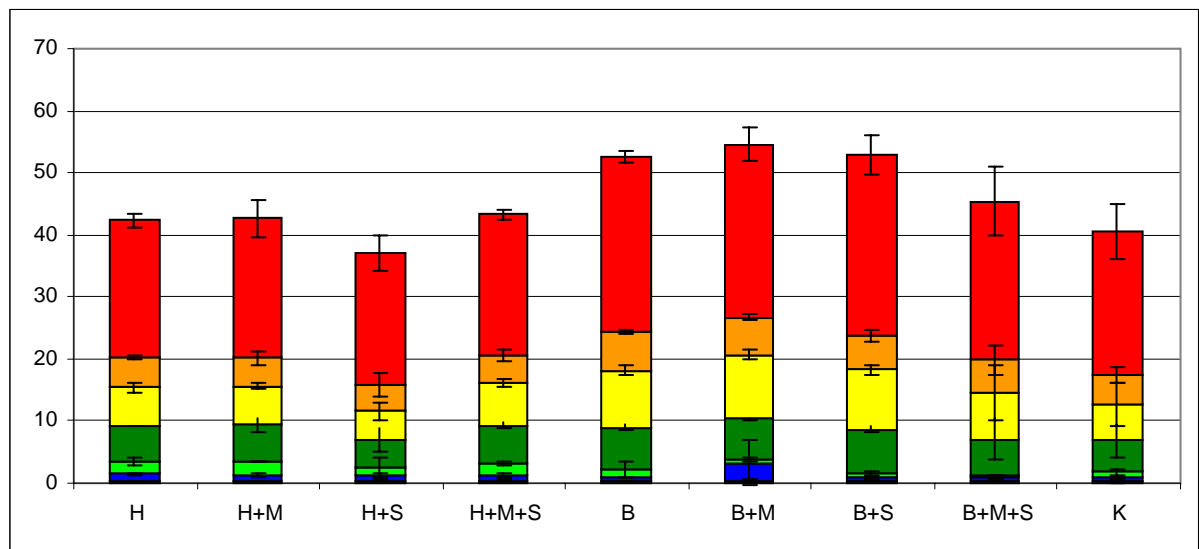


Abbildung 60: Nickelgehalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].

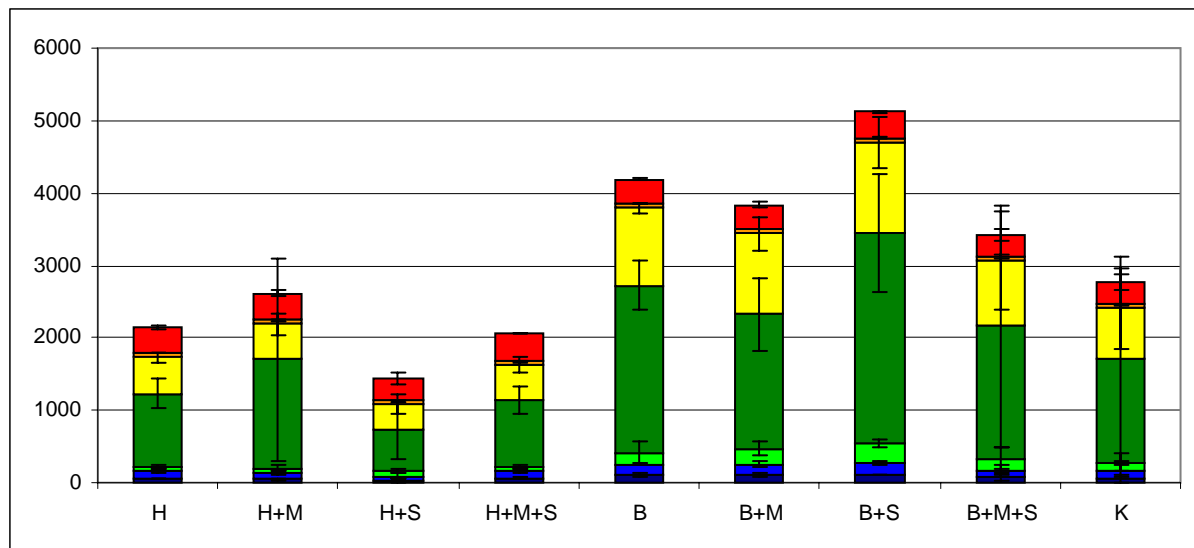


Abbildung 61: Phosphorgehalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].

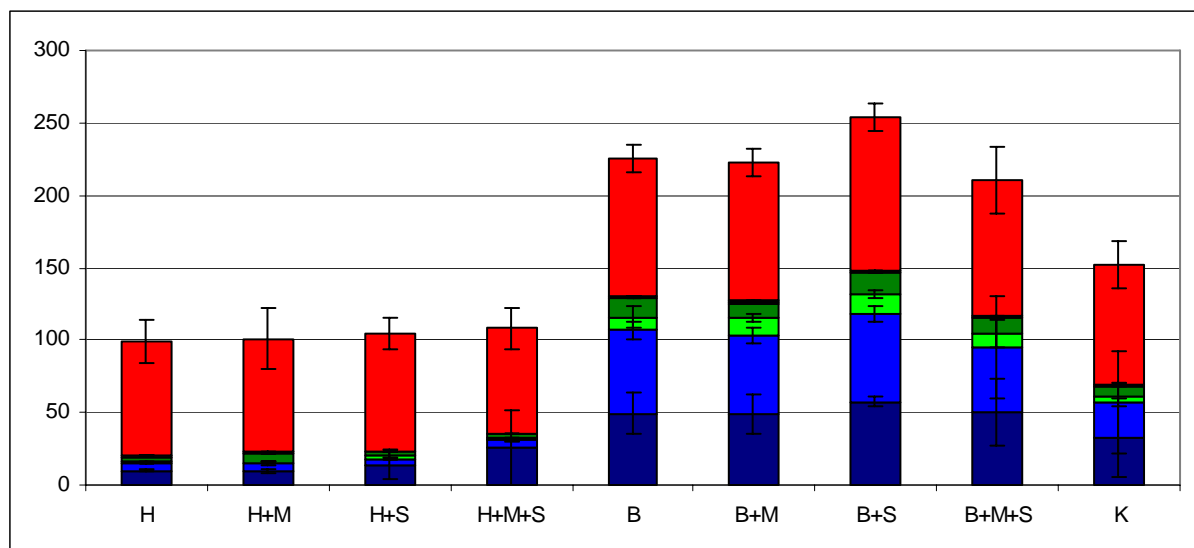


Abbildung 62: Strontiumgehalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].

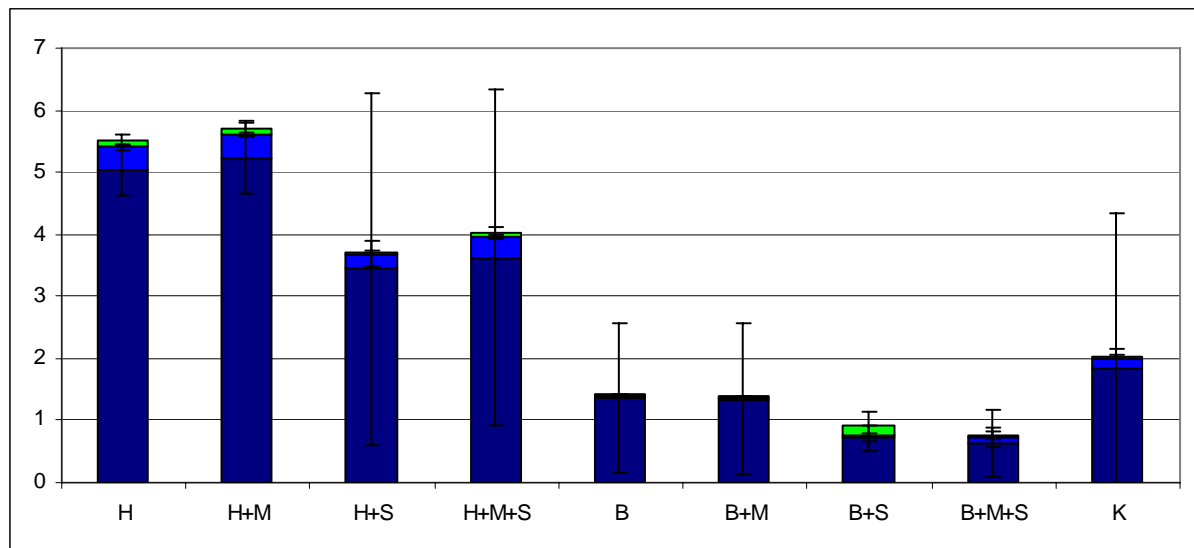


Abbildung 63: Cäsiumgehalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].

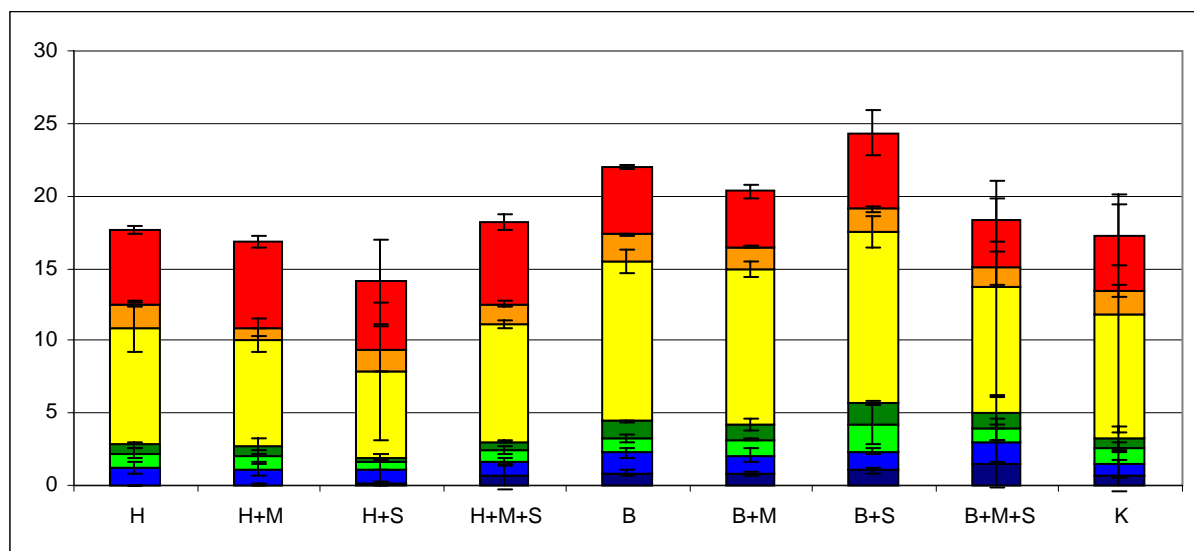


Abbildung 64: Urangelhalte aus der sequentiellen Extraktion der Substrate 2006 in [mg/kg].

Für Kobalt (Abbildung 57) ist die dritte Fraktion im Haldenmaterial größer als im Bauschutt. Ebenso scheint die vierte Fraktion ebenfalls größer zu sein als im Bauschutt. Die Kontrolle zeigt mit dem Bauschutt vergleichbare Werte. Während beim Eisen (Abbildung 58) die vierte und fünfte Fraktion im Haldenmaterial verglichen zum Bauschutt geringer ist, ist die sechste Fraktion im Haldenmaterial höher. Beim Mangan (Abbildung 59) zeigen sich die Unterschiede vor allem in der dritten Fraktion, welche im Haldenmaterial größer ist als im Bauschutt. Die Kontrolle liegt mit ihren Werten im Bereich des Bauschutts. Die Unterschiede beim Nickel (Abbildung 60) äußern sich in einer höheren Mobilität in der dritten Fraktion im

Haldenmaterial, sowie größeren Werten der fünften Fraktion im Bauschutt. Die Gehalte der Kontrolle liegen im Bereich der Werte der anderen Substrate.

Sowohl die Gesamtgehalte als auch die Werte der einzelnen Fraktionen des Phosphors (Abbildung 61) sind für den Bauschutt höher als für das Haldenmaterial. Bei der Kontrolle liegen die Gehalte der mobileren Fraktionen (I-III) im Bereich derer des Bauschutts. Die Gesamtgehalte liegen leicht unter denen des Bauschutts. Beim Strontium (Abbildung 62) zeigt der Bauschutt die höchsten Gehalte. Diese treten vor allem in der ersten und zweiten Fraktion auf. In den weiteren Fraktionen II-VI werden keine bedeutenden Mengen mobilisiert. Erst die Residualfraktion setzt noch mal Strontium frei. Diese letzte Fraktion ist mit der des Haldenmaterials vergleichbar jedoch sind die Werte der anderen Fraktionen im Haldenmaterial deutlich geringer. Gleiches gilt für den Kontrollboden.

Für Cäsium existieren nur Analysen der ersten drei Fraktionen (Abbildung 63), da die Blindwerte der vierten Fraktion mit Cäsium verunreinigt waren. Innerhalb der ersten drei Fraktionen liefert nur die erste Fraktion mobile Anteile von Cäsium. Dabei sind die Gehalte im Haldenmaterial rund dreimal höher als im Bauschutt. Ebenso verhält es sich mit der Kontrolle. Hier sind die Gehalte der ersten Fraktion etwas höher als im Bauschutt. Die größte Mobilität zeigt sich beim Uran in der fünften Fraktion (Abbildung 64). Und dies sowohl beim Haldenmaterial wie auch beim Bauschutt. Letzterer zeigt insgesamt etwas höhere Werte, wobei die Gehalte der Fraktionen I-V gegenüber den entsprechenden Fraktionen des Haldenmaterials etwas erhöht sind. Das Haldenmaterial weist nur sehr geringe Werte für die Fraktion I auf. Die Gehalte der Kontrolle unterscheiden sich nicht von denen der anderen Substrate.

### **3.3.2 Biomassen**

Die oberirdische Biomasse pro Lysimeter zeigte für Mais im Jahr 2006 auf dem Haldenmaterial deutlich mehr Biomasse als die Sonnenblume (Abbildung 65). Auf Bauschutt dagegen sind die Erträge ähnlich. Während der Mais auf dem Haldenmaterial mehr Biomasse erbrachte als auf dem Bauschutt, war es bei der Sonnenblume umgekehrt, wenngleich die Unterschiede weniger deutlich sind. Im Kontrollboden wuchs die Sonnenblume nur sehr schlecht und auch der Mais erbrachte einen nur durchschnittlichen Biomasseertrag. Hinsichtlich der Behandlungen lassen sich keine Unterschiede in den Biomasseerträgen

zuordnen. In Abbildung 66 sind die Biomassen der jeweils größten Pflanze aus jedem Lysimeter dargestellt. Dabei erscheinen die Unterschiede in den Biomassen weniger deutlich.

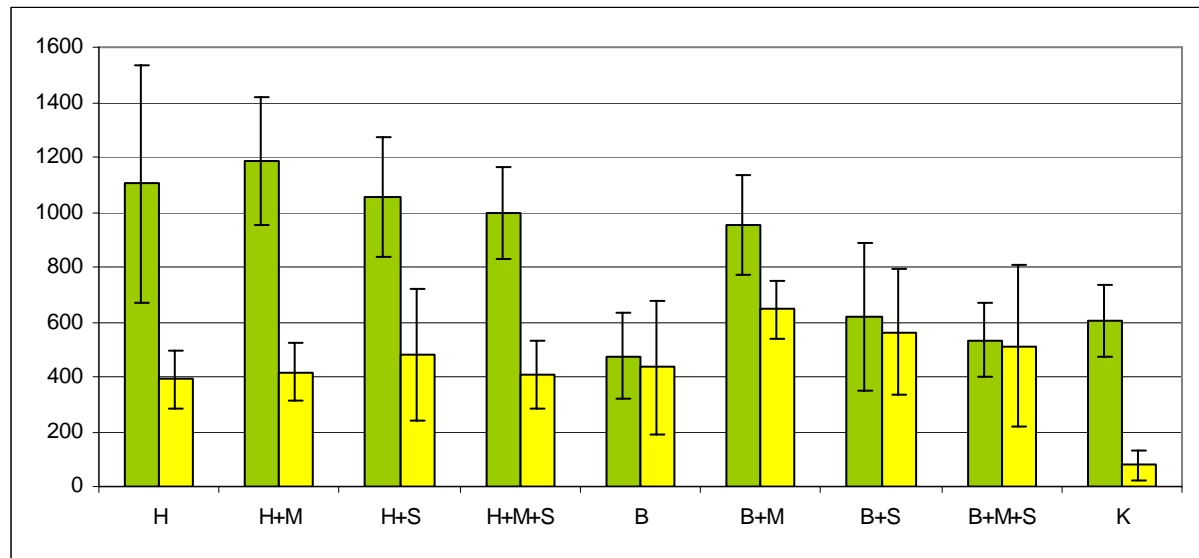


Abbildung 65: Gesamtbiomasse von Mais (gelb) und Sonnenblume (grün) pro Lysimeter in [g TM].

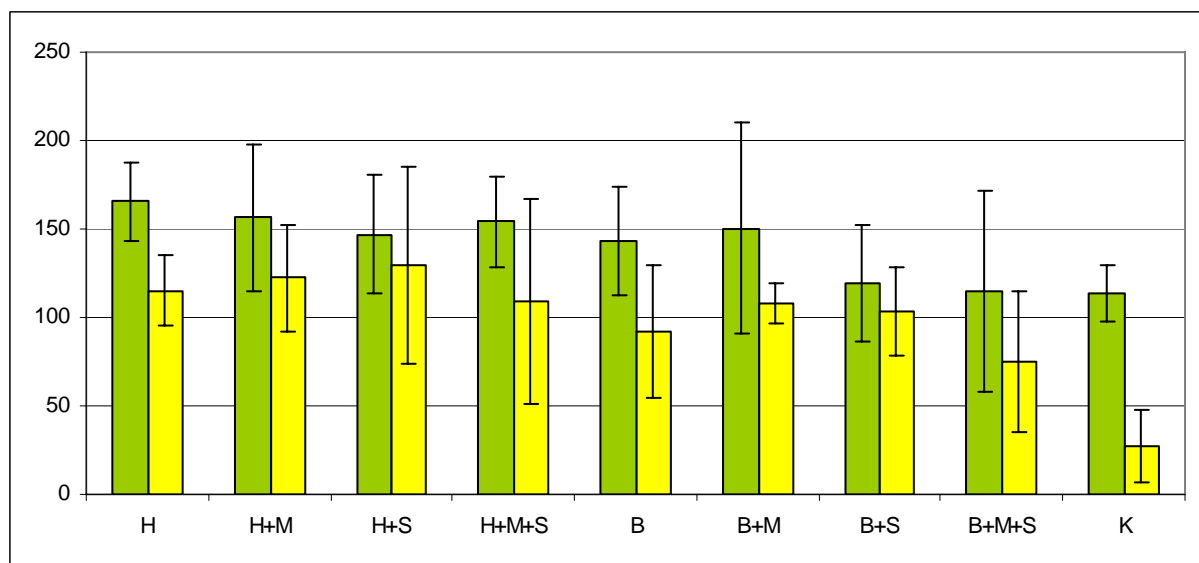


Abbildung 66: Biomasse der größten Pflanze von Mais (gelb) und Sonnenblume (grün) pro Lysimeter in [g TM].

### 3.3.3 Mykorrhizierung

In Abbildung 67 sind die Mykorrhizierungsraten für Mais und Sonnenblume in Abhängigkeit der Inokulationen dargestellt. Dabei zeigt sich für das Haldenmaterial sowohl bei den mit dem Mykorrhizapilz inokulierten Lysimetern, als auch bei den nicht inokulierten eine hohe Mykorrhizierungsrate. Dennoch ist diese bei den inokulierten Lysimetern höher. Im Bauschutt dagegen ist der Unterschied in der Mykorrhizierungsrate wesentlich deutlicher, da die nicht

inokulierten Lysimeter erheblich schlechter mykorrhiziert sind. Die Pflanzen aus dem Kontrollboden weisen ebenfalls einen hohen Grad der Mykorrhizierung auf. Auf dem Haldenmaterial erscheint der Mais etwas besser mykorrhiziert als die Sonnenblume. Im Bauschutt sind die Raten ebenso im Kontrollboden in etwa gleich.

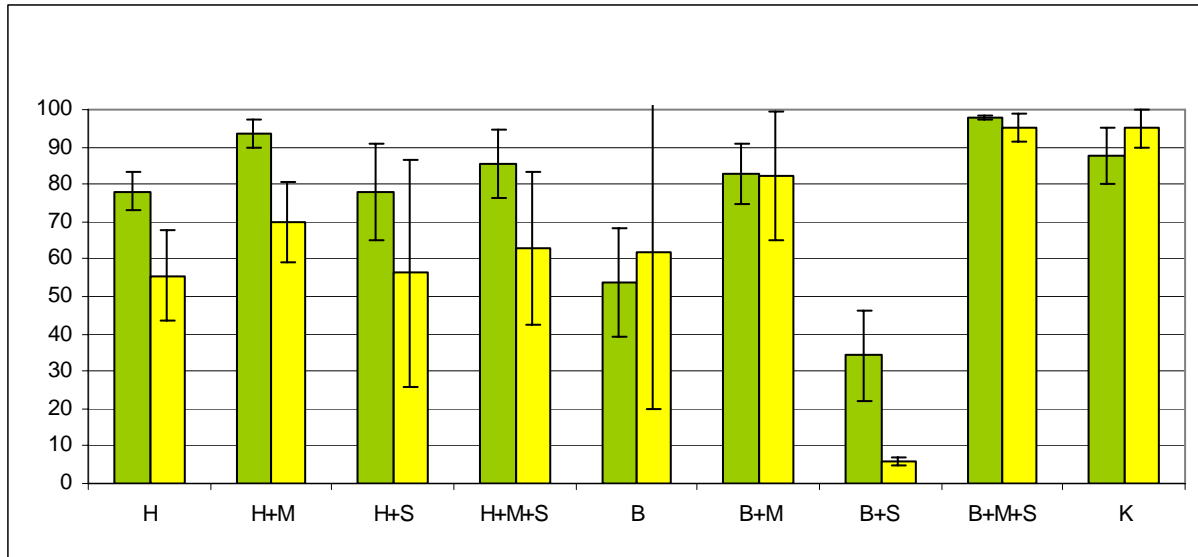


Abbildung 67: Mykorrhizierungsraten von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) 2006 in Abhängigkeit der Substratbehandlung in [%].

Auch für die Mykorrhizierungsraten des Jahres 2006 kann Kontamination und Vorhandensein autochthoner Sporen nicht ausgeschlossen werden. Dennoch hat der in 2006 verwendete, auf alkalischem Substrat kultivierte Mykorrhizapilz aufgrund seiner Anpassung an eine alkalische Umgebung zu einer verbesserten Mykorrhizierungsrate geführt und eine deutlich größere Konkurrenzstärke gezeigt. Und dies ebenso, wenn auch etwas weniger deutlich im Haldenmaterial. Die bessere und gleichmäßigere Mykorrhizierung des Mais ist eventuell durch sein im Vergleich zur Sonnenblume besseres Wachstum bedingt.

### 3.3.4 Inokulation mit *Nocardiopsis metallica*

Nachdem es 2005 durch die Inokulation mit *S. coelicolor* und dessen Re-Isolierung am Ende der Vegetationsperiode sehr wahrscheinlich war, dass eine nachhaltige Inokulation mit Actinomyceten möglich ist, sollte 2006 ein Stamm zum Einsatz kommen, der in seiner Eigenschaft als Schwermetall mobilisierender Organismus bekannt war und der an alkalische Verhältnisse angepasst war. Damit fiel die Wahl auf *Nocardiopsis metallica*. Allerdings war für diesen Stamm kein Protokoll zur Reisolierung verfügbar, so dass der Erfolg der Inokulation

nur an etwaigen Unterschieden in den Elementgehalten der Sprossbiomasse oder an der Biomasse selbst gemessen werden konnte.

Ein Effekt auf die Elementgehalte oder das Wachstum der Pflanzen durch *Nocardiopsis metallica* konnte nicht nachgewiesen werden. Um einen Organismus in wirksamer Menge in einem Substrat zu etablieren, ist es von Vorteil, ihn in großer Dichte in das Substrat einzubringen. Genau dies gestaltet sich mit *N. metallica* schwierig, da er im Gegensatz zu *S. coelicolor* nur begrenzt Sporen bildet und eine ledrige Oberfläche besitzt, die sich schlecht als Suspension ausbringen lässt.

### 3.3.5 Elementgehalte im Sprossanteil

Die Abbildungen 68-75 veranschaulichen die Elementgehalte im Sprossanteil der Pflanzen. Für Kobalt (Abbildung 68) zeigt die Sonnenblume deutlich höhere Gehalte als der Mais. Dabei unterscheiden sich die Werte auf den Substraten nicht wesentlich. Für Eisen (Abbildung 69) zeigt der Mais auf dem Haldenmaterial eine etwas bessere Aufnahme als die Sonnenblume. Auf dem Bauschutt dagegen verhält es sich umgekehrt. Die Werte von den Substraten unterscheiden sich nicht wesentlich. Die Aufnahme von Mangan (Abbildung 70) ist auf dem Haldenmaterial geringer und unterscheidet sich dabei nicht zwischen Mais und Sonnenblume. Die Mangangehalte im Spross aus dem Bauschutt sind höher als die aus dem Haldenmaterial. Dabei nimmt die Sonnenblume mehr auf als der Mais. Die Werte vom Kontrollboden sind am geringsten und unterscheiden sich nicht zwischen Mais und Sonnenblume.

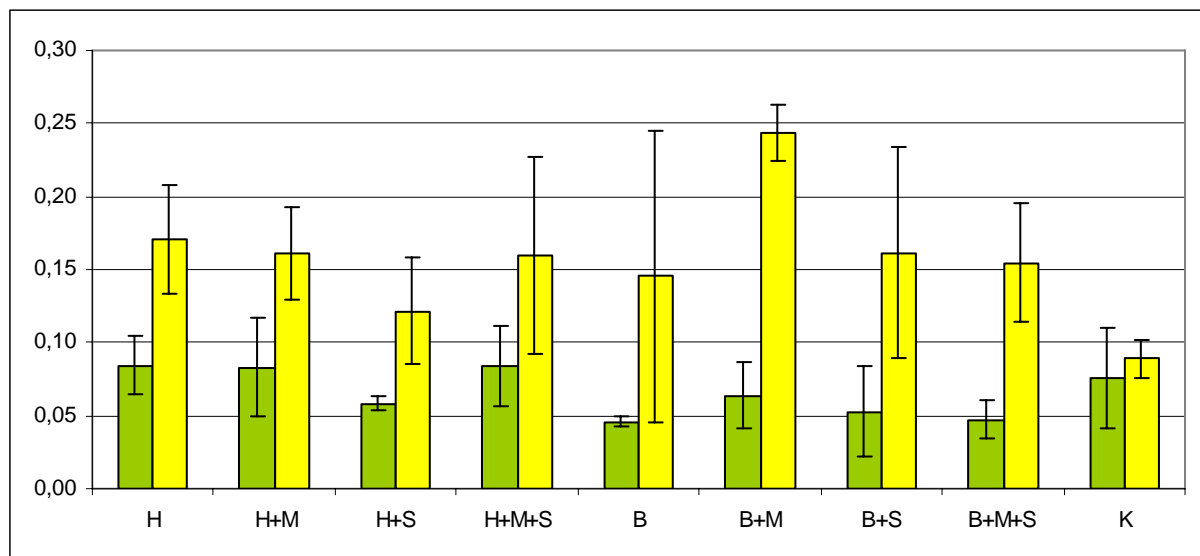


Abbildung 68: Kobaltgehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

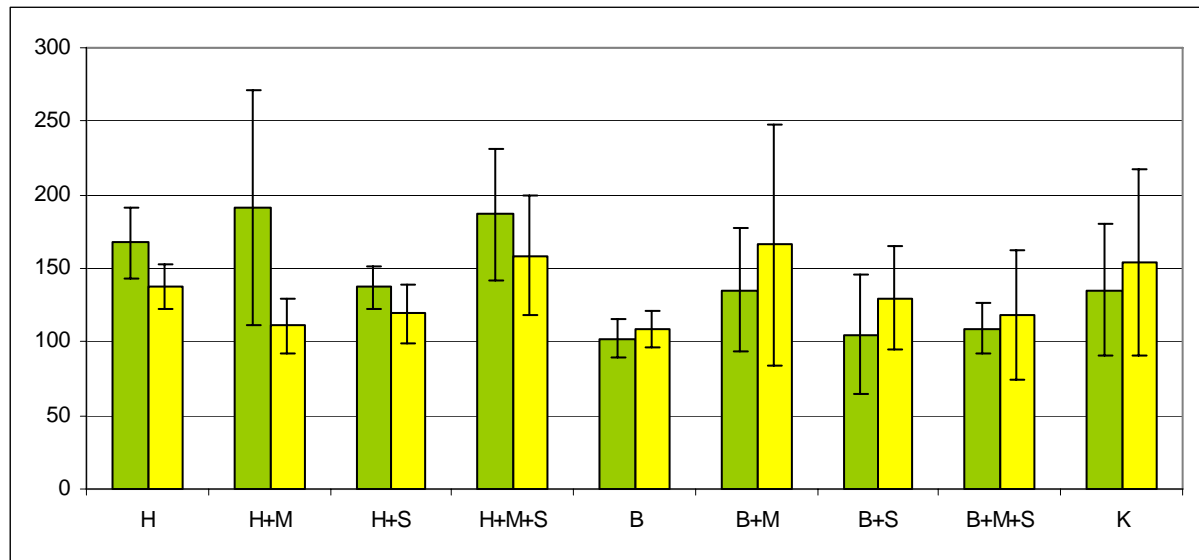


Abbildung 69: Eisengehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

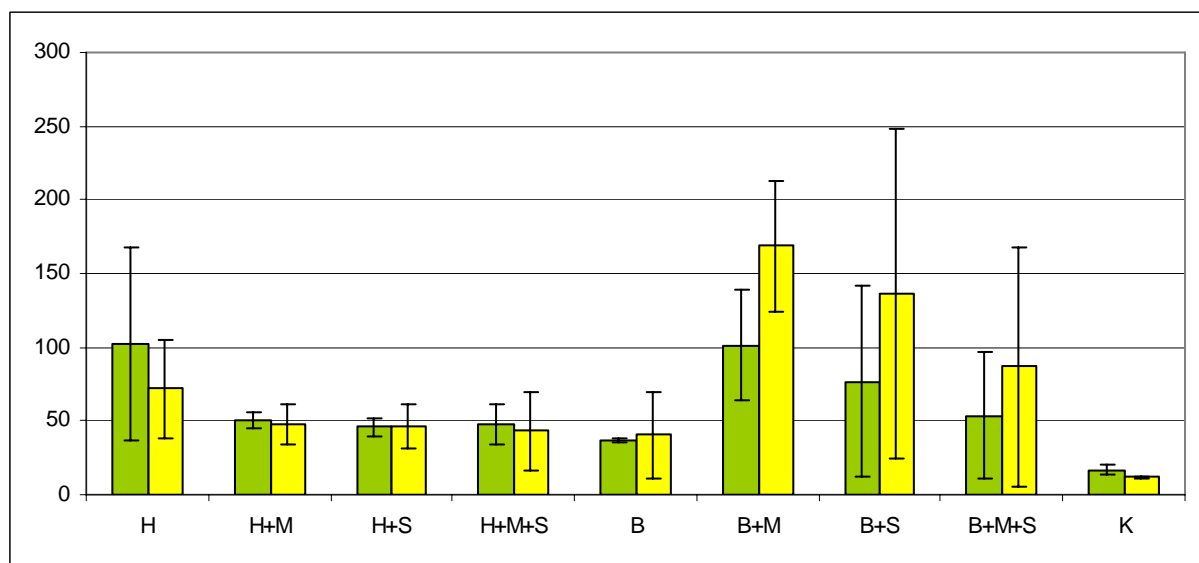


Abbildung 70: Mangangehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

Die Aufnahme von Nickel (Abbildung 71) ist ebenfalls bei der Sonnenblume höher als beim Mais und liegt für beide Pflanzen im Haldenmaterial etwas höher als im Bauschutt. Die des Kontrollbodens liegt im Bereich derer des Haldenmaterials. Beim Phosphor nimmt die Sonnenblume deutlich mehr auf als der Mais (Abbildung 72). Dabei unterscheidet sich die Werte zwischen den Substraten nur wenig. Sie sind im Bauschutt etwas geringer als im



Haldenmaterial. Auf dem Kontrollboden ist die Phosphoraufnahme vergleichbar mit der des Haldenmaterials, wobei der Mais etwas höhere Werte zeigt.

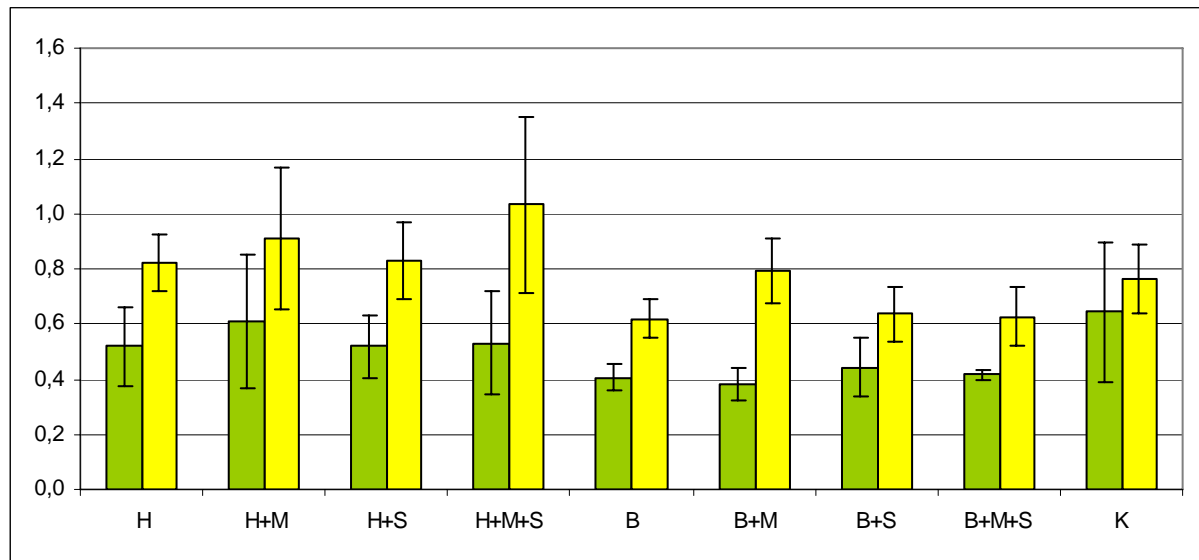


Abbildung 71: Nickelgehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

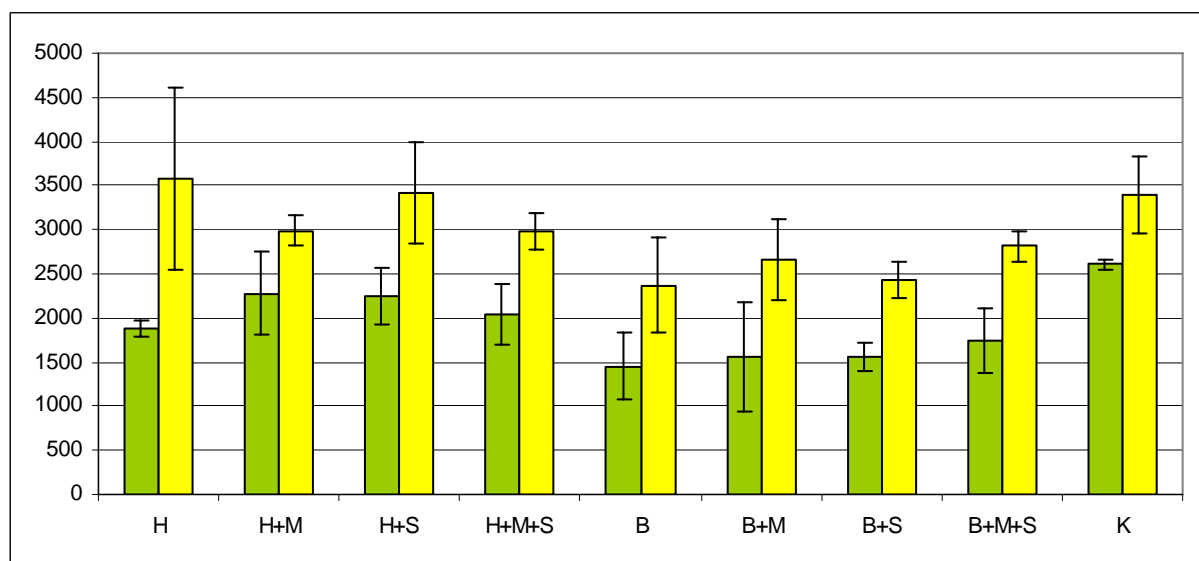


Abbildung 72: Phosphorgehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

Die Aufnahme von Strontium (Abbildung 73) ist im Bauschutt am höchsten. Hierbei weist die Sonnenblume deutlich höhere Gehalte als der Mais auf. Auf dem Haldenmaterial ist die Strontiumaufnahme der Sonnenblume ebenfalls höher als beim Mais, doch ist die Aufnahme bei beiden Pflanzen geringer und die Differenz zwischen ihnen weniger deutlich. Die Pflanzen vom Kontrollboden zeigen zu denen des Bauschutts vergleichbare Werte.

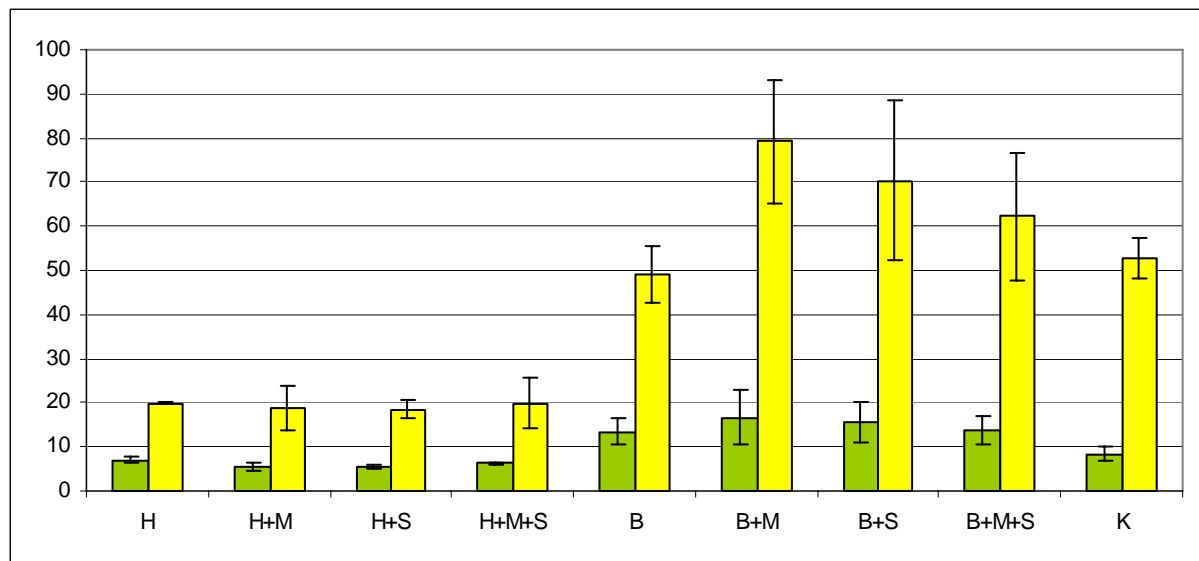


Abbildung 73: Strontiumgehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

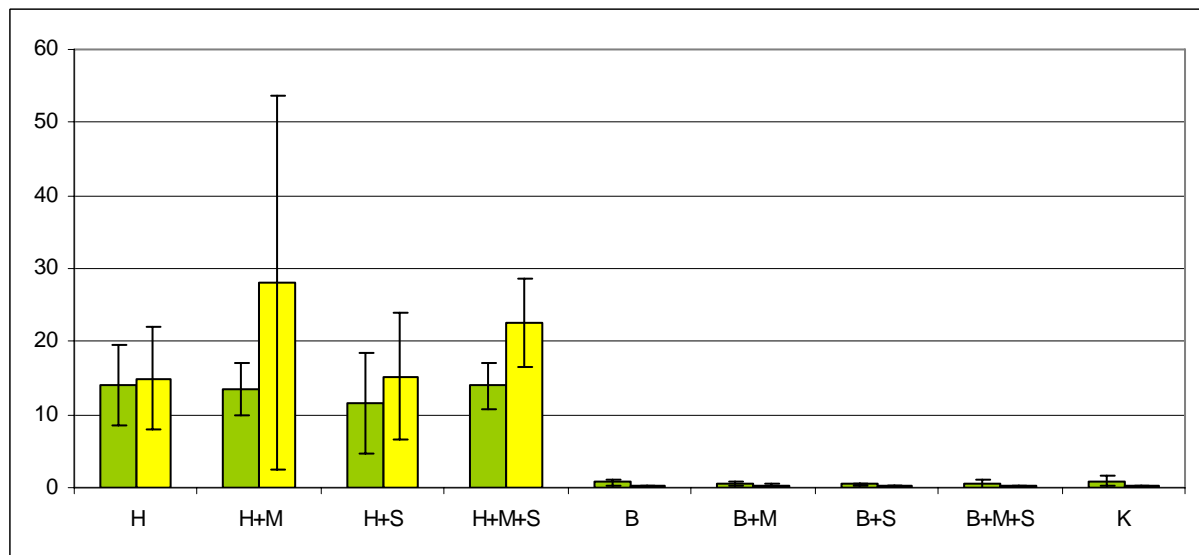


Abbildung 74: Cäsiumgehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

Bedeutende Cäsiumgehalte finden sich nur im Haldenmaterial (Abbildung 74). Dabei nimmt Sonnenblume dieses Element besser auf als Mais. Für das Uran (Abbildung 75) lassen sich nur schwer Aussagen treffen, da es in einigen Fällen nicht nachweisbar war und zudem die Standardabweichungen sehr groß sind. Sonnenblume akkumuliert vor allem im Bauschutt mehr Uran als Mais.

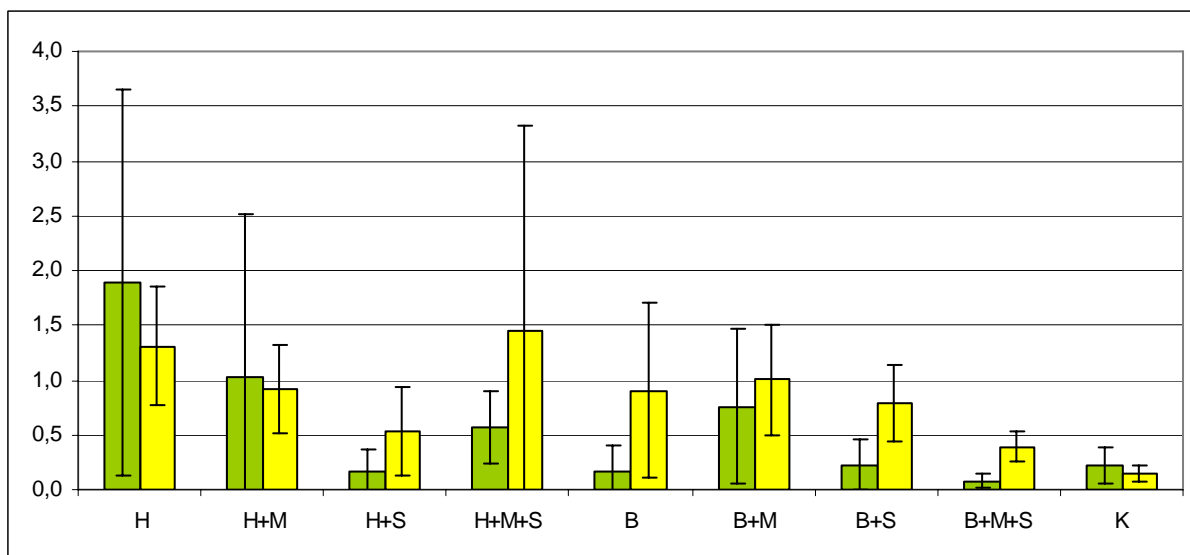


Abbildung 75: Urangehalte der Sprossbiomasse 2006 für Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) in [mg/kg TM].

### 3.3.6 Elementgehalte in Blatt, Blüte bzw. Frucht

In den Abbildungen 76-78 sind die Gehalte an Phosphor, Strontium und Cäsium für die Blätter und Früchte bzw. Blüte getrennt dargestellt. Dabei sind die Phosphorgehalte (Abbildung 76) in den Kolben bzw. Blüten für Mais und Sonnenblume höher als in den jeweiligen Blättern. Die Strontiumgehalte (Abbildung 77) sind dagegen bei beiden Pflanzen in den Blättern höher. Bezüglich des Cäsiums (Abbildung 78) sind beim Mais die Gehalte in den Blättern höher als die in den Kolben, während bei der Sonnenblume die Blattgehalte unter denen der Blüte liegen.

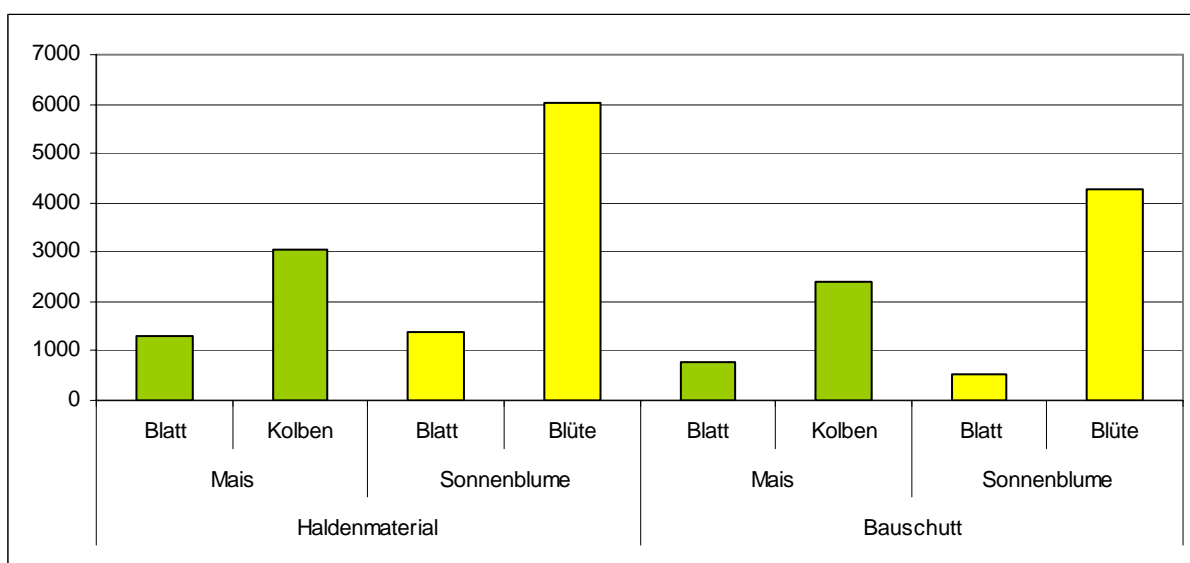


Abbildung 76: Phosphorgehalte für den Blatt- und Blütenanteil von Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial und Bauschutt in [mg/kg TM].

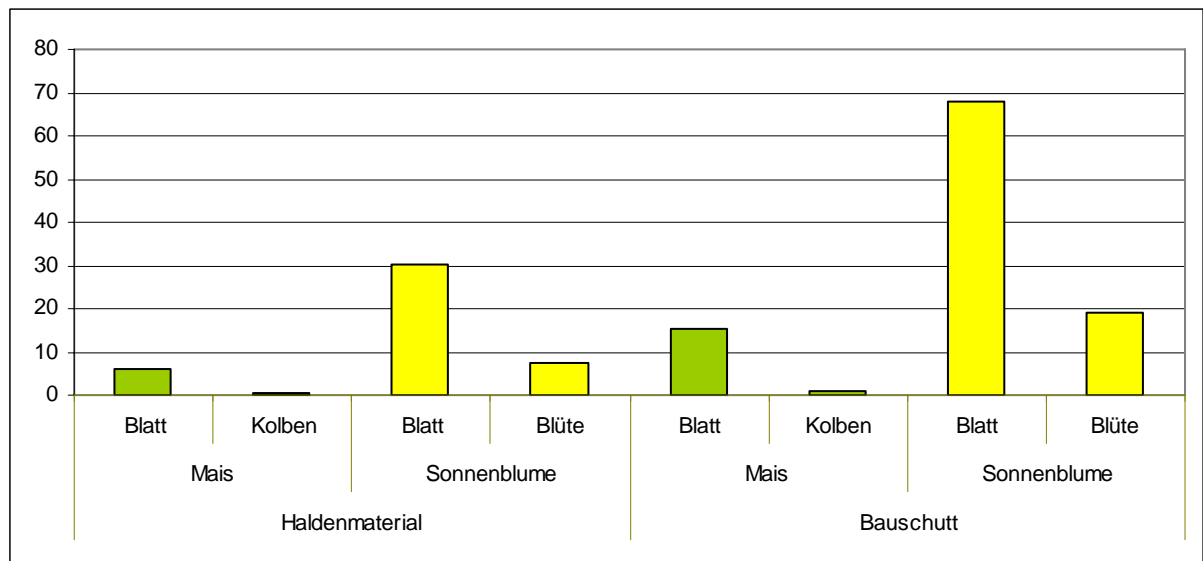


Abbildung 77: Strontiumgehalte für den Blatt- und Blütenanteil von Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial und Bauschutt in [mg/kg TM].

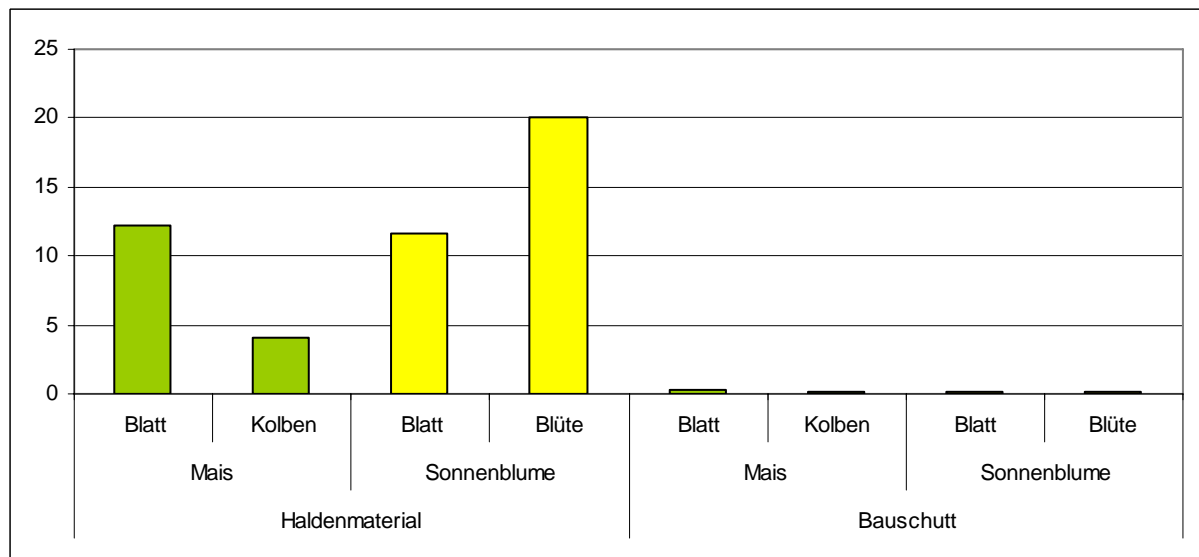


Abbildung 78: Cäsiumgehalte für den Blatt- und Blütenanteil von Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial und Bauschutt in [mg/kg TM].

### 3.3.7 Transferfaktoren

Aufgrund der sich ergebenden großen Standardabweichung sind zur besseren Übersicht in Tabelle 9 die TF als Mittelwerte aller Lysimeter mit einem Substrat (unabhängig von der Behandlung) dargestellt. Daraus ist zu entnehmen, dass die Sonnenblume in vielen Fällen die höheren TF zeigt.

**Tabelle 9: Transferfaktoren für Mais und Sonnenblume (SB) für 2006 gemittelt über alle Lysimeter eines Substrats. Der höhere Wert ist jeweils hervorgehoben.**

	Co		Fe		Mn		Ni		P		Sr		Cs		U	
	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB	Mais	SB
Haldenmaterial	2,0	<b>3,9</b>	<b>60,8</b>	50,2	<b>5,0</b>	4,4	1,9	<b>3,1</b>	55,9	<b>87,5</b>	0,6	<b>1,8</b>	8,8	<b>12,8</b>	<b>23,9</b>	20,2
Bauschutt	0,9	<b>3,1</b>	18,5	<b>19,3</b>	10,1	<b>16,3</b>	1,1	<b>1,7</b>	22,1	<b>37,5</b>	0,3	<b>1,4</b>	<b>0,6</b>	0,3	0,4	<b>1,4</b>

Das ist der Fall auf Haldenmaterial und Bauschutt für Kobalt, Nickel, Phosphor und Strontium. Für Cäsium sind im Haldenmaterial und für Eisen, Mangan und Uran im Bauschutt die Transferfaktoren der Sonnenblume größer. Der Mais dagegen zeigt die höheren TF bei Eisen und Uran im Haldenmaterial und bei Cäsium im Bauschutt. In den Abbildungen 79-86 sind die TF der einzelnen Elemente in Abhängigkeit der biologischen Behandlung dargestellt. Wie in den Analysen des Vorjahres lassen sich auch hier die Elemente in drei Gruppen unterteilen: Kobalt und Mangan, deren Mobilität sehr schnell abnimmt, Elemente wie Eisen, Nickel und Phosphor, deren TF etwas weniger schnell abnehmen und Elemente wie Strontium und Cäsium, deren TF sich über mehrere Fraktionen hinweg nur wenig ändern. Unterschiede, die sich aus der Behandlung der Substrate ergeben sollten, konnten aufgrund der hohen Standardabweichung nicht beobachtet werden.

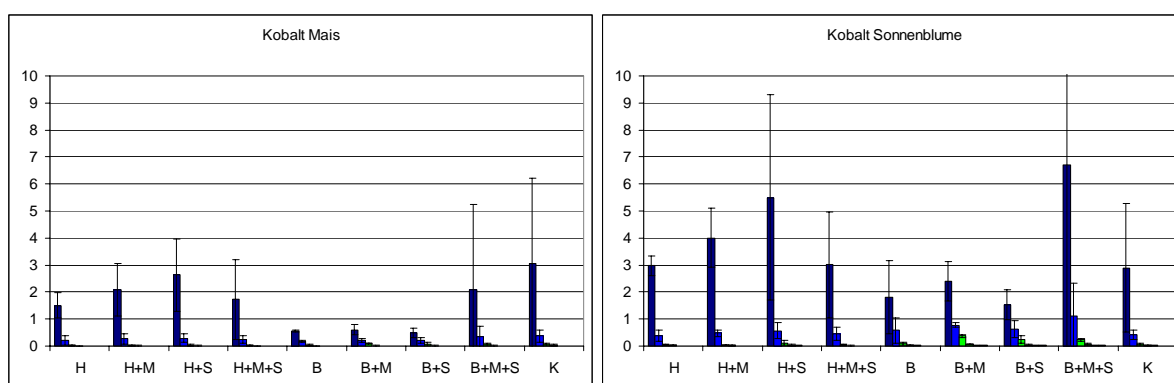


Abbildung 79: Transferfaktoren für Kobalt unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

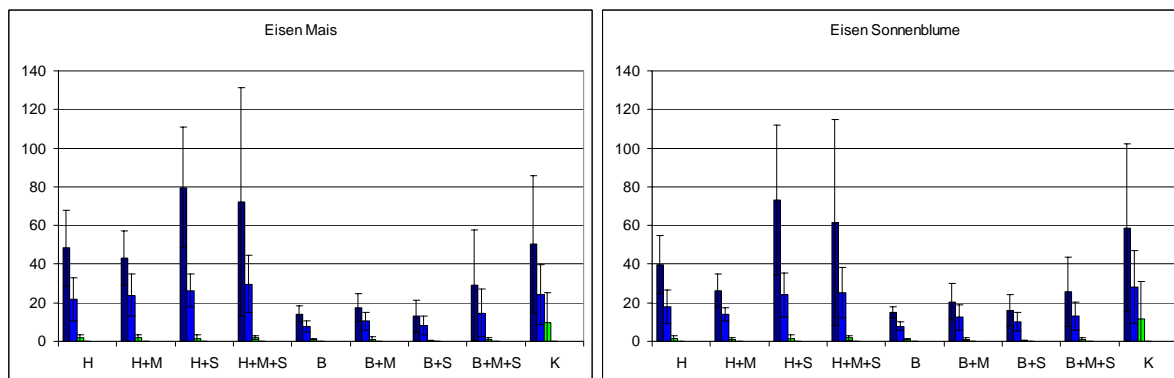


Abbildung 80: Transferfaktoren für Eisen unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

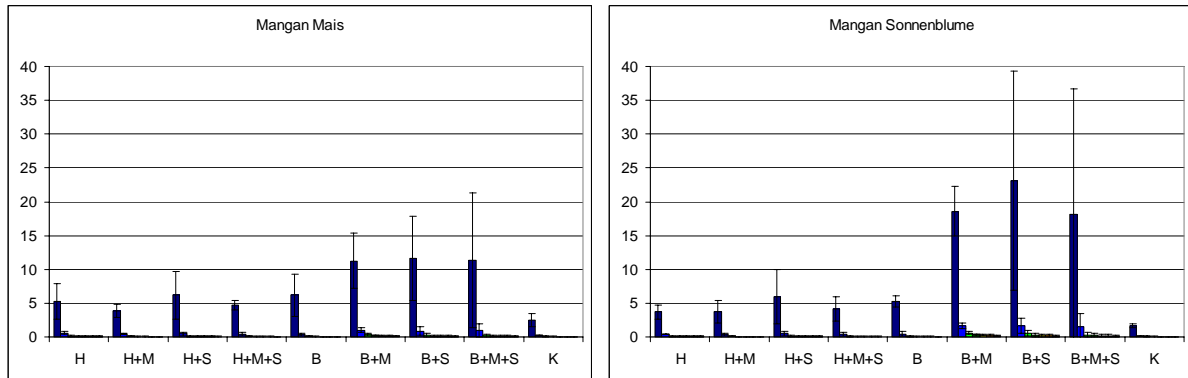


Abbildung 81: Transferfaktoren für Mangan unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

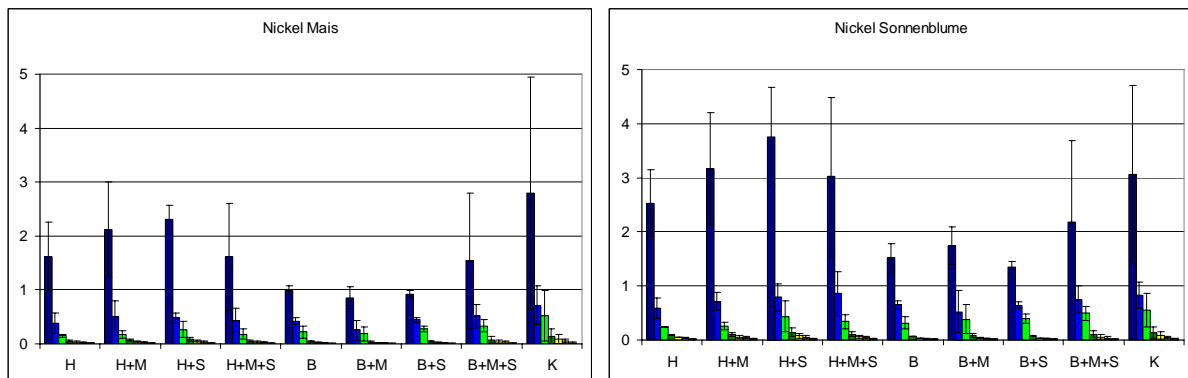


Abbildung 82: Transferfaktoren für Nickel unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

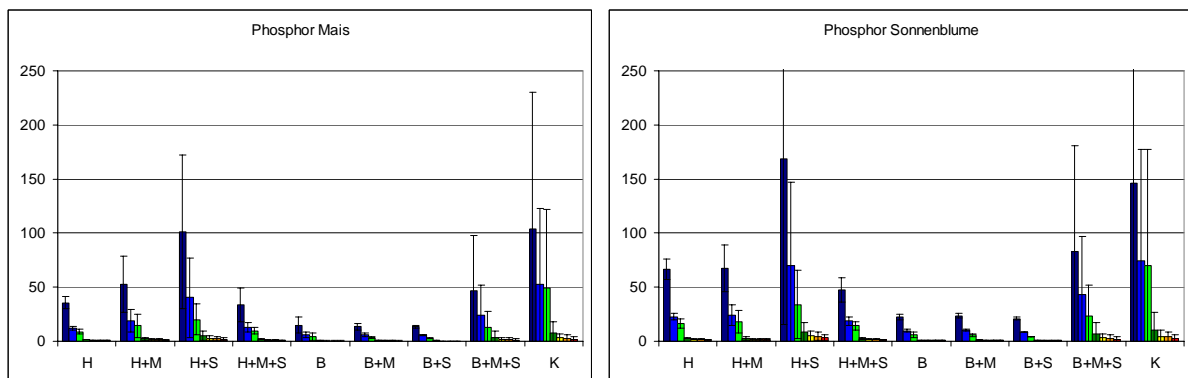


Abbildung 83: Transferfaktoren für Phosphor unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

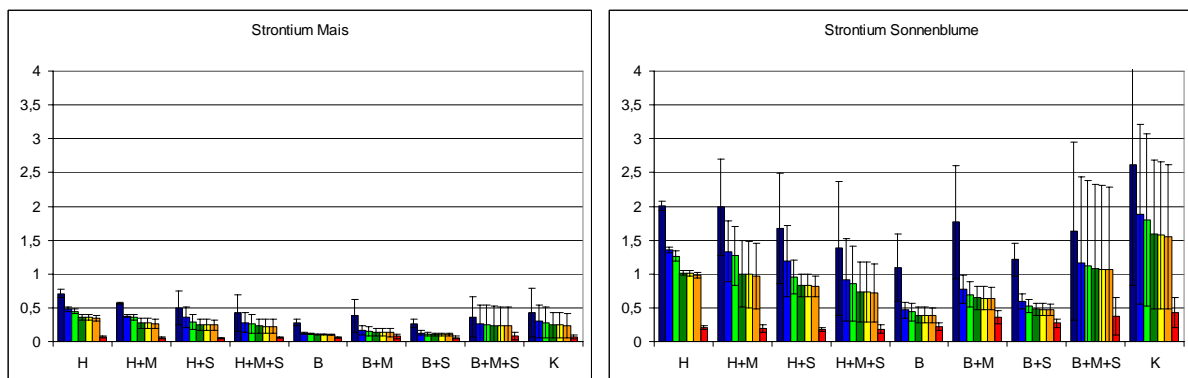


Abbildung 84: Transferfaktoren für Strontium unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

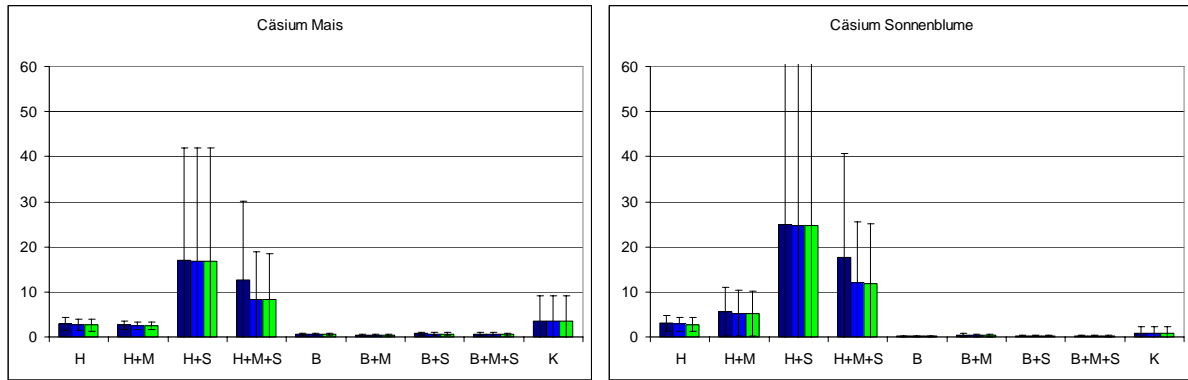


Abbildung 85: Transferfaktoren für Cäsium unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

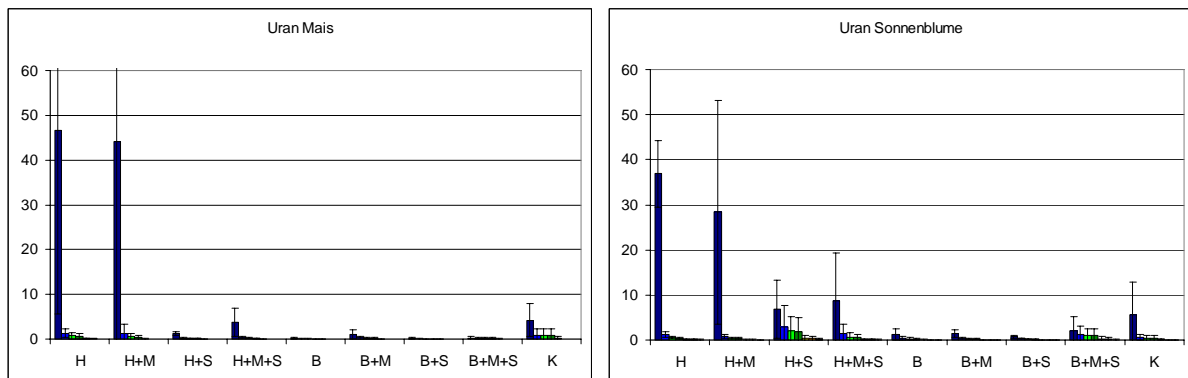


Abbildung 86: Transferfaktoren für Cäsium unter Einbeziehung verschiedener Fraktionen der sequentiellen Extraktion.

### 3.3.8 Menge der aus den Lysimetern entzogenen Elemente 2006

Die Massen der aus den Substraten entzogenen Elemente sind für Mais und Sonnenblume in den Abbildungen 87-94 dargestellt. Für das Haldenmaterial zeigt der Mais bei Kobalt, Eisen, Mangan, Nickel, Phosphor, Cäsium und mit Einschränkung auch Uran, einen höheren Entzug als die Sonnenblume. Beim Strontium dagegen ist der Entzug für Mais und Sonnenblume nahezu identisch. Im Bauschutt zeigte beim Kobalt, Mangan, Nickel, Phosphor, Strontium und Uran die Sonnenblume verglichen zum Mais die höheren Werte. Auf dem Kontrollboden zeigt der Mais in allen Fällen eine bessere Extraktion als die Sonnenblume. Die Analysen des Urans unterliegen großen Schwankungen.

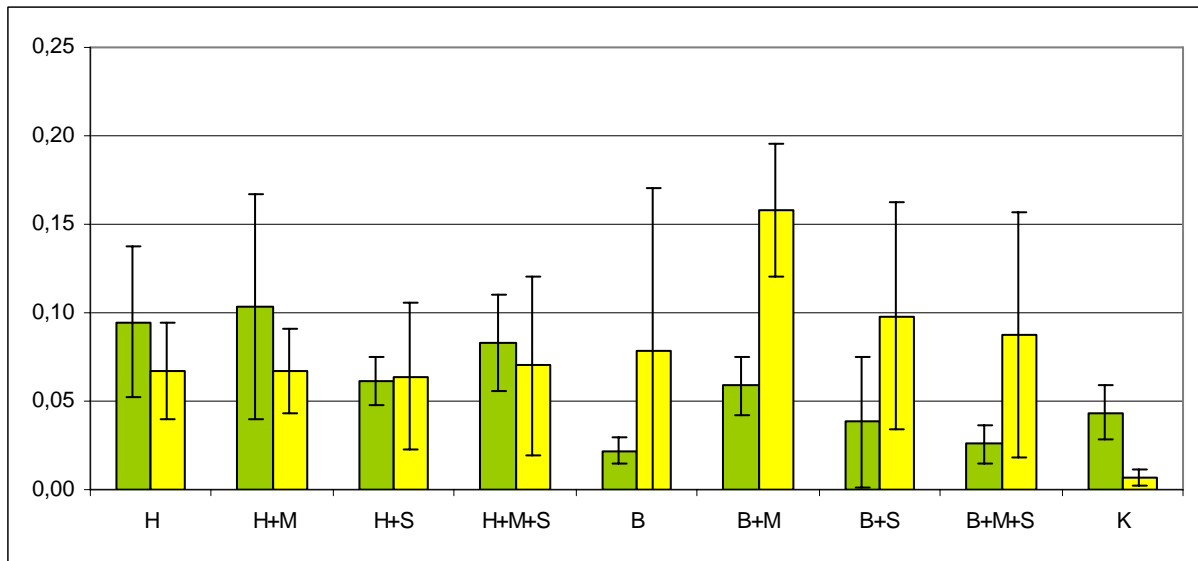


Abbildung 87: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Kobalt in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

Der Mais wie auch die Sonnenblume geben die Kobaltgehalte der I. und II. Fraktion der sequentiellen Extraktion (Abbildung 57) in beiden Substraten sehr gut wieder. Auf beiden Substraten ist die Sonnenblume in der Lage mehr aufzunehmen als der Mais (Abbildung 87). Dabei ist auch die Variabilität größer als beim Mais, was auf ein höheres Potential zur Aufnahme von Kobalt hindeutet. Auf dem Haldenmaterial kann der Mais trotz seines geringeren TF mehr entziehen als die Sonnenblume. Auf dem Bauschutt ist der Entzug durch die Sonnenblume effektiver, da hier bei geringeren Unterschieden in der Biomasseproduktion von Mais und Sonnenblume der TF der Sonnenblume höher ist.

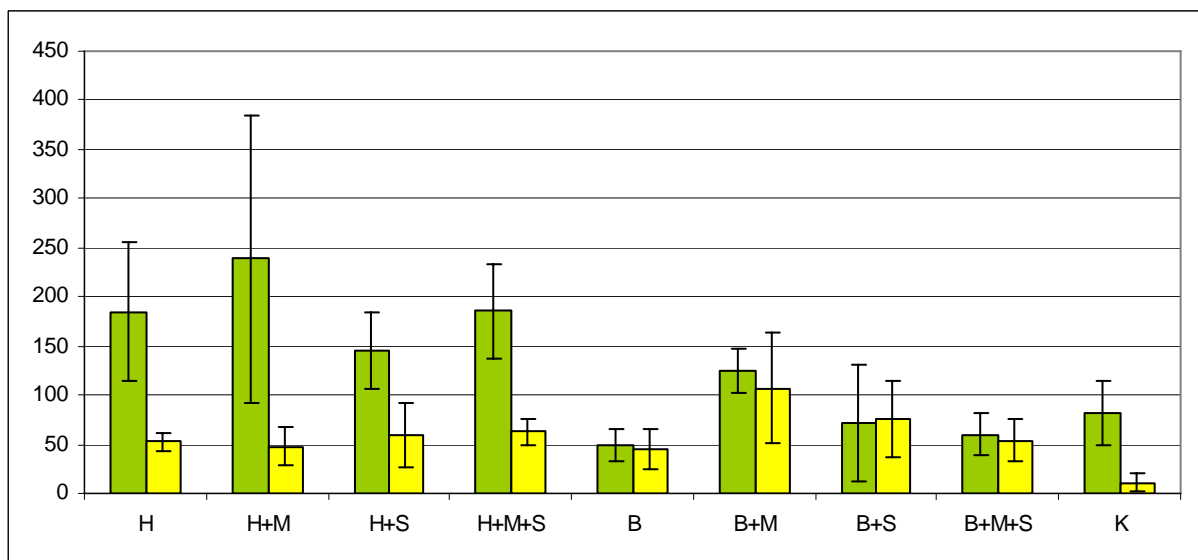


Abbildung 88: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Eisen in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).



Trotz der, verglichen zum Haldenmaterial, höheren Mobilität des Eisens im Bauschutt sind die Sprossgehalte bei der Sonnenblume in beiden Substraten ähnlich (Abbildung 88). Bei Mais erscheinen sie im Haldenmaterial etwas höher. Die höheren Sprossgehalte im Mais auf Haldenmaterial führen damit auch zu höheren TF. Zusammen mit der höheren Biomasse des Mais ergibt sich ein deutlich besserer Entzug. Für Mais und Sonnenblume auf Bauschutt ergibt sich bei ähnlichen TF, etwas höherem Sprossgehalt und gleichzeitig niedrigerer Biomasse der Sonnenblume für beide Pflanzen ein ähnlich guter Entzug.

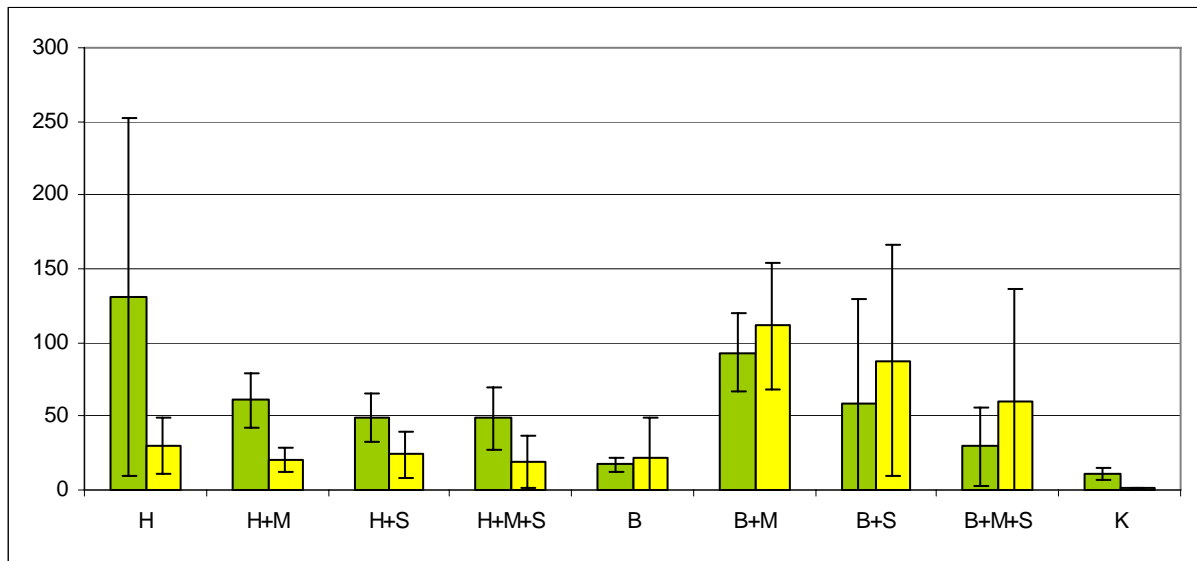


Abbildung 89: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Mangan in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

Die Mangangehalte der Substrate unterscheiden sich vor allem in der im Haldenmaterial größeren III. Fraktion der sequentiellen Extraktion (Abbildung 59). Trotzdem sind die Mangangehalte in der auf Bauschutt produzierten Biomasse sowohl bei Mais als auch bei der Sonnenblume höher (Abbildung 89). Ausnahmen bilden die unbehandelten Varianten von Haldenmaterial und Bauschutt. Allerdings ist zu beachten, dass insbesondere die hohen Gehalte großen Standardabweichungen unterliegen. Durch die ähnlich hohen TF von Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial ist der Entzug über den Mais durch die höhere Biomasse deutlich besser als über Sonnenblume. Auf dem Bauschutt dagegen dominiert bei höheren TF und nur wenig niedrigerer Biomasse die Sonnenblume.

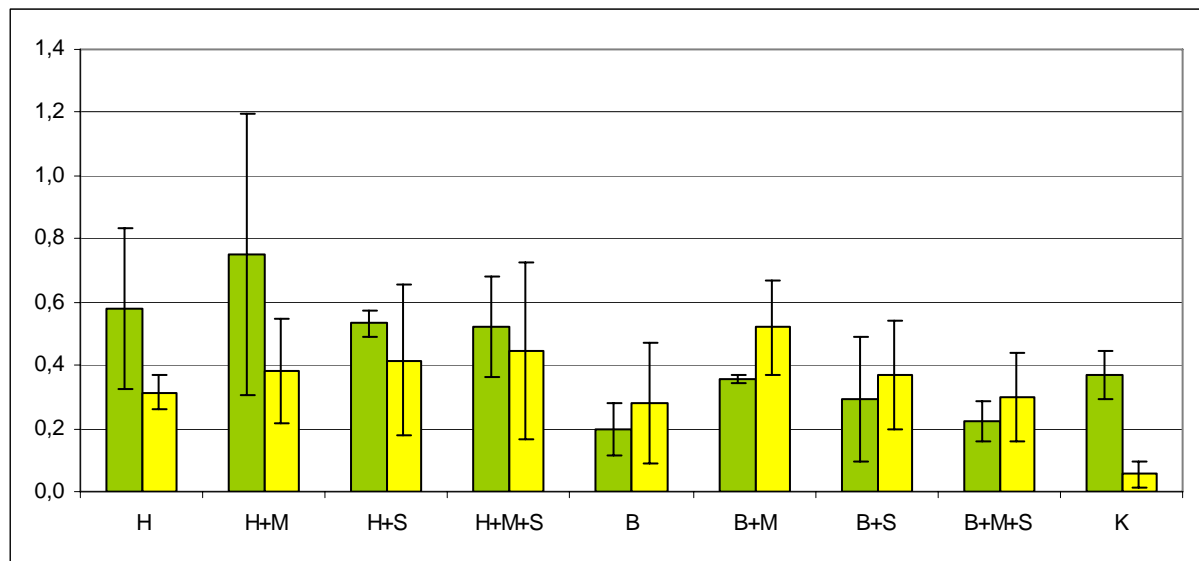


Abbildung 90: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Nickel in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

Bei leicht höheren Nickelgehalten der I. Fraktion wie auch der anderen Fraktionen, außer der II. im Bauschutt, sind die Gehalte der II. Fraktion im Haldenmaterial höher (Abbildung 60). Letzteres scheint sich in den Sprossgehalten beider Pflanzen widerzuspiegeln, denn Mais und Sonnenblume zeigen auf dem Haldenmaterial die höheren Nickelgehalte (Abbildung 90). Die Sonnenblume besitzt auf beiden Substraten die höheren Nickelgehalte. Auf Haldenmaterial jedoch schneidet der Mais auf Grund höherer Biomasseerträge im Entzug besser ab als die Sonnenblume.

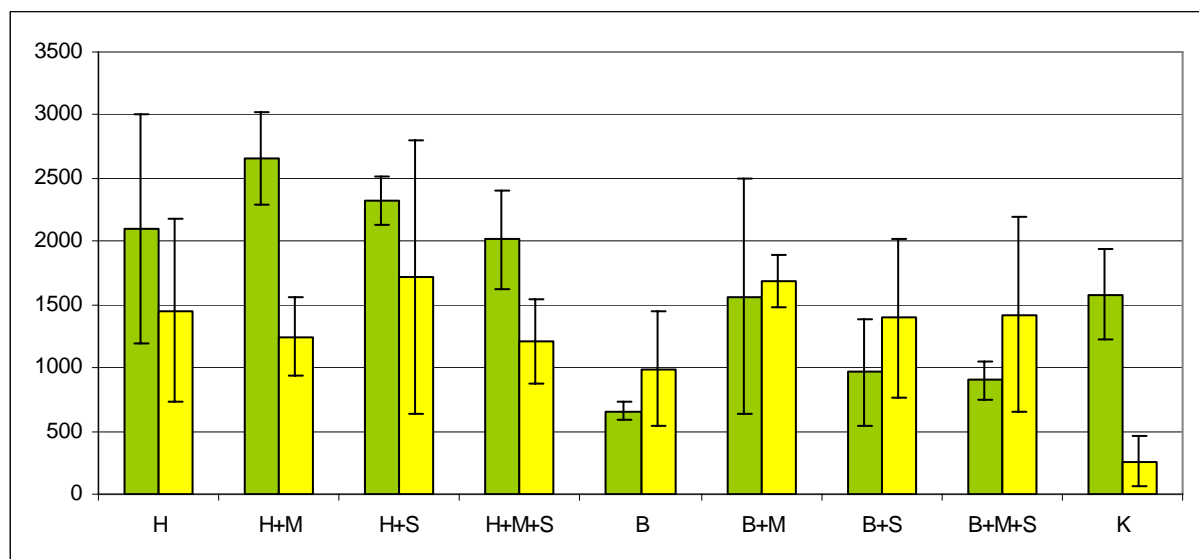


Abbildung 91: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Phosphor in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

Trotz der höheren Phosphorgehalte in allen Fraktionen im Bauschutt (Abbildung 61), zeigen Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial die etwas höheren Sprossgehalte (Abbildung 91). Auch innerhalb eines Substrates scheinen die Substratgehalte der I. und II. Fraktion nicht mit den Sprossgehalten zu korrelieren. Eine mögliche Erklärung dafür wäre eine bessere Durchwurzelbarkeit des Haldenmaterials, so dass der Phosphor effizienter genutzt werden kann. Da es sich bei Phosphor um ein Haupt-Nährelement handelt, ist der Transfer in die Pflanze hoch. Auf dem Haldenmaterial ist der Entzug durch Mais auf Grund der besseren Biomasseproduktion beim Mais höher, wohingegen auf Bauschutt der Entzug über die Sonnenblume auf Grund der höheren Sprossgehalte effizienter ist.

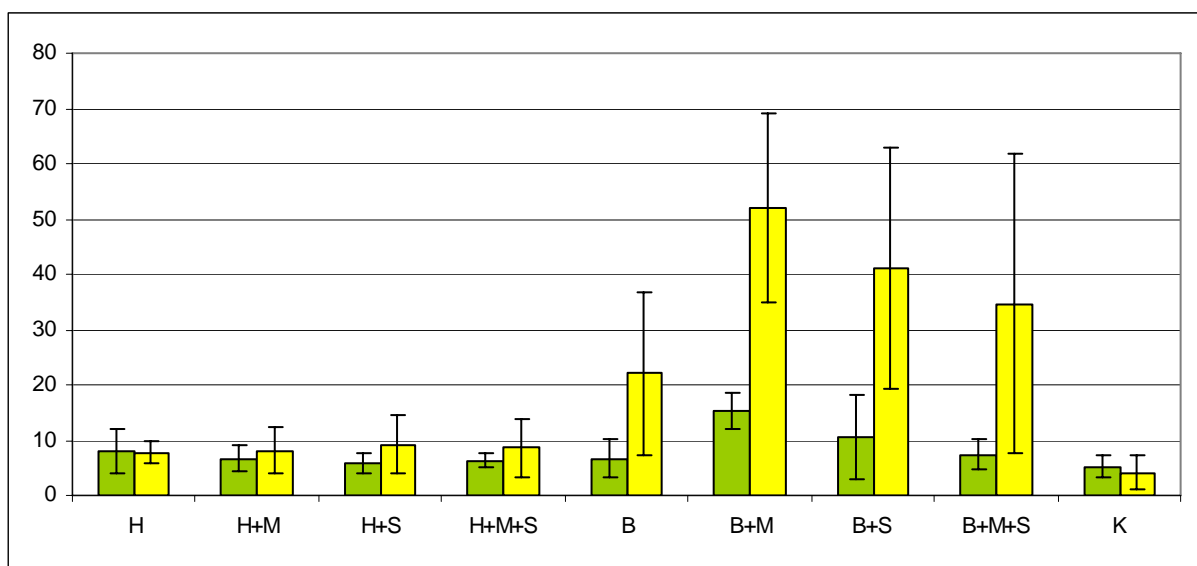


Abbildung 92: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Strontium in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

Strontium besitzt bereits in den ersten beiden Fraktionen eine hohe Mobilität, die in den folgenden Fraktionen stark zurückgeht (Abbildung 62). Dadurch ändern sich die den einzelnen Fraktionen zu Grunde liegenden TF ab der II. Fraktion nur wenig (Abbildung 92). Die hohe Mobilität zusammen mit der Ähnlichkeit zum Calcium sorgt für eine gute Aufnahme in die Pflanze (Hutchin und Vaughan, 1967). Dabei wird von der Sonnenblume wesentlich mehr aufgenommen als vom Mais. Während sich die Sprossgehalte im Mais vom Haldenmaterial zum Bauschutt verdoppeln, ist die Sonnenblume in der Lage, ihre Sprossgehalte im Bauschutt gegenüber denen im Haldenmaterial zu verdreifachen. Dies spricht für ein, gegenüber dem Mais, höheres Aufnahmepotential der Sonnenblume bei diesem Element. Die drei mal höheren Strontiumgehalte der I. Fraktion im Bauschutt finden sich auch in der Sonnenblume, nicht aber die rund fünfmal höheren Gehalte der I. und II.:

Fraktion. Mögliche Ursachen können eine Sättigung in der Aufnahmekapazität sein oder das Strontium ist in der entsprechenden Bindungsform nicht verfügbar. Der Entzug über Mais im Haldenmaterial ist trotz schlechter TF auf Grund der besseren Biomasseproduktion ähnlich. Im Bauschutt ist der Entzug über die Sonnenblume durch die höheren TF bei ähnlicher Biomasse deutlich höher.

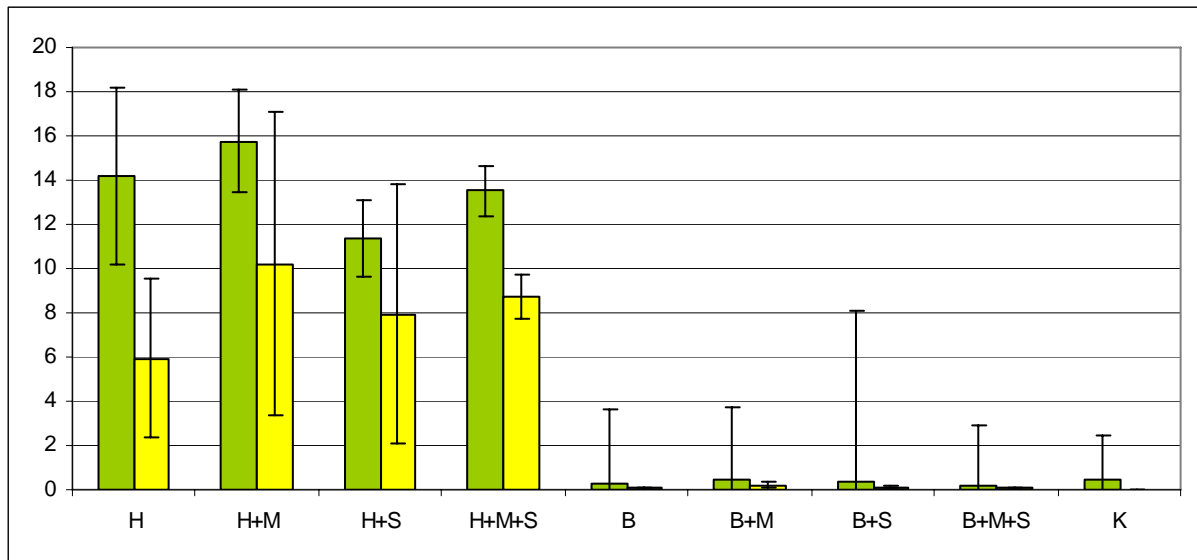


Abbildung 93: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Cäsium in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

Für das Cäsium stehen auf Grund der Kontamination der Blindwerte in der vierten Fraktion wiederum nur die ersten drei Fraktionen zur Interpretation zur Verfügung (Abbildung 63). Die Cäsiumgehalte im Haldenmaterial sind, verglichen zum Bauschutt, ca. fünfmal höher. Die Sprossgehalte an Cäsium sind dagegen auf den entsprechenden Substraten um ca. ein Zehnfaches erhöht (Abbildung 93). Eventuell sind niedrigere Kaliumgehalte für die überproportional bessere Aufnahme des Cäsiums vom Haldenmaterial verantwortlich (Ciuffo *et al.*, 2003). Die hohe Variabilität der Substratgehalte führt bei den TF zu großen Schwankungen. Die Sprossgehalte sind aber bei der Sonnenblume durchweg etwas höher, so dass davon ausgegangen werden kann, dass auch die TF entsprechend höher sind. Durch die höhere Biomasse beim Mais auf Haldenmaterial ist der Entzug von Cäsium mittels Mais jedoch effektiver.

Die mobile Uran Fraktion im Bauschutt (Abbildung 64) resultiert einerseits von dem Kontakt des Bauschutts mit uranhaltigen Lösungen andererseits vom hohen pH-Wert her, der dafür sorgt, dass Uran als carbonatischer, anionischer Komplex in Lösung geht (Angus *et al.*, 1987). Die Urangelte der Sprossmasse sind sehr uneinheitlich (Abbildung 94). Trotz des mobilen

Anteils an Uran im Bauschutt sind hier im Vergleich zum Haldenmaterial keine höheren Sprossgehalte vorhanden. Während z. B. die Wurzeln der Sonnenblume sehr gut Uran aus wässrigen Lösungen adsorbieren können (Dushenkov *et al.*, 1997), ist die Aufnahme von Uran bei Pflanzen generell sehr gering. Zurückzuführen ist die schlechte Aufnahme unter Umständen auf fehlende Transportsysteme für die relativ großen Urankomplexe, welche im alkalischen Bereich zudem anionisch sind.

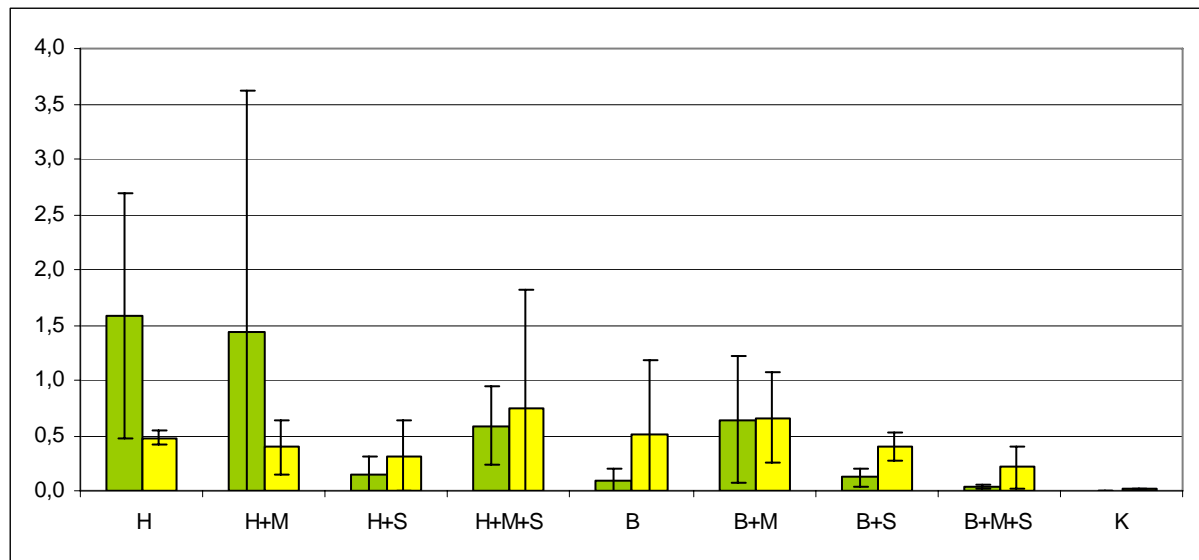


Abbildung 94: Durch den Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) real entzogene Menge an Uran in [mg] pro Lysimeter (1 m<sup>2</sup>).

## 4 Diskussion

### 4.1 Gefäßversuche

Die Gefäßversuche im Jahr 2004 dienten der Optimierung der Bedingungen für die nachfolgenden Lysimeterversuche. Wie zu erwarten, haben die Pflanzen im Bauschutt, bedingt durch den hohen pH-Wert, Wuchsprobleme und zeigten entsprechend geringe Biomassen bzw. gar kein Wachstum. Dabei ist vor allem die Verfügbarkeit der Spurenelemente herabgesetzt. Auch die Versorgung mit Stickstoff aus Ammonium ist begrenzt, da sich das Ammonium bei alkalischen pH-Werten in Ammoniak umwandelt. Die Kompostbeimischung minderte diese für das Wachstum ungünstigen Umstände. Die weniger harschen Bedingungen im Haldenmaterial sorgten für weniger Stress und eine bessere Verfügbarkeit von Nährstoffen und führten so zu einem besseren Wachstum.

Ein Effekt der Mykorrhizierung wurde unter Umständen von der Zugabe einer Grunddüngung überdeckt. Bei der hinsichtlich der Nährstoffe etwas anspruchsvolleren Sonnenblume könnte ein Effekt der Mykorrhizierung für eine höhere Biomasse verantwortlich sein. Gründe für das unterschiedliche Verhältnis von vesikulärer zu arbuskulärer Besiedlung der Wurzeln bei Mais und Sonnenblume können ein unterschiedlicher Grad der Entwicklung der Mykorrhiza sein oder auf eine Anpassung an die Bedürfnisse der Symbiosepartner zurück gehen. Die höheren Phosphorgehalte bei der nicht mykorrhizierten Sonnenblume deuten darauf hin, dass Phosphor hier nicht als das Wachstum limitierender Faktor wirkt und die Mykorrhizierung daher keinen Effekt zeigt.

Dennoch ist die Biomasse der mykorrhizierten Variante höher, was auf einen positiven Effekt der Mykorrhiza hindeutet. Gleiches gilt eventuell für die Gehalte an Eisen und Mangan bei Mais und Sonnenblume sowie für die Urangelhalte der Sonnenblume. Da Cäsium und Strontium bezüglich des Ionenpotentials den Nährelementen Kalium und Calcium sehr ähnlich sind (Hutchinson and Vaughan, 1967; Smolders, 1997) wirkt die Mykorrhizierung bei diesen Elementen möglicherweise nicht als Filter. Gegen die Funktion eines Filters sprechen die etwas höheren Nickelgehalte im mykorrhizierten Mais.

Die Transferfaktoren spiegeln die Elementgehalte der Pflanzen direkt wieder, da den TF nur eine Bodenanalyse zu Grunde liegt. Entsprechend dem Verlangen der Pflanzen nach Nährstoffen sind die TF für Phosphor am höchsten. Ebenso besitzen die den Nährelementen Kalium und Calcium ähnlichen Elemente Cäsium und Strontium relativ hohe TF. Nur in

Spuren benötigte Elemente wie Mangan und Nickel zeigten dagegen niedrige TF. Dabei ist zu beachten, dass sehr niedrige Bodengehalte ebenfalls hohe TF erzeugen, die Pflanzen aber bei höheren Bodengehalten nicht auch zwangsläufig höhere Sprossgehalte zulassen.

Da aber der durch den *aqua regia* Aufschluss erhaltene Gesamtgehalt gegenüber dem mobilen und damit biologisch verfügbaren Anteil von Elementen ökotoxikologisch eine nur untergeordnete Rolle spielt, wird oft nur die mobile Phase berücksichtigt (Zeien und Brümmer, 1989). Bedingt durch die zu Grunde liegenden, niedrigeren Elementgehalte des Substrates, ergeben sich höhere TF. Letzten Endes lässt sich die Eignung einer Pflanze an ihrem durch sie absolut entzogenen Gehalt an Elementen ablesen. So sind Pflanzen mit hoher Anreicherung nur sinnvoll, wenn sie auch ausreichend Biomasse liefern. Die Gefäßversuche haben somit gezeigt, dass sich auch anspruchsvolle Nutzpflanzen auf mineralischen Substraten etablieren lassen, dass eine Mykorrhizierung stattfindet, die bei Mangel an Nährstoffen zu einem verbessertem Wachstum führen kann und zudem einen Schutz gegen toxische Elemente darstellen kann. Während bei Nickel davon auszugehen ist, dass der hohe TF nur bei sehr niedrigem Nickelgehalt im Substrat liegt, wird Strontium und wohl auch Cäsium bei hohen Gehalten im Substrat mit gleichem TF in die Pflanze transportiert. Dies wird möglich, da Cäsium und Strontium die gleichen Transportwege wie ihre vom Ionenpotential her ähnlichen Nährelemente Kalium und Calcium nutzen (Hutchin and Vaughan, 1967; Qi, 2008). Die beiden verwendeten Substrate Haldenmaterial und Bauschutt sowie die verwendeten Pflanzen Mais und Sonnenblume zeigten sich als sehr gut geeignet, verschiedene Transportfunktionen darzustellen. Dabei sollte eine Beimischung von Kompost verwendet werden, um insbesondere auf Bauschutt das Pflanzenwachstum zu unterstützen bzw. zuzulassen.

## 4.2 Lysimeterversuche 2005

Die Variation der Sprossgehalte für Kobalt spiegelt sich vor allem in der I. Fraktion wieder. Die weitaus größeren Unterschiede der folgenden II. und III. Fraktion haben anscheinend keinen Einfluss auf die Sprossgehalte. Dieser Umstand lässt den Schluss zu, dass nur die I. Fraktion von der Pflanze aufgenommen wurde. Bei höheren Konzentrationen, auch in der I. Fraktion, wird unter Umständen eine weitere Aufnahme verhindert, um die Pflanze vor einem Übermaß an Kobalt zu schützen. Da sich die Gehalte der I. Fraktion von Bauschutt und Haldenmaterial nicht voneinander unterscheiden, resultiert der geringere absolute Entzug aus

der geringeren Biomasse der auf Bauschutt gewachsenen Pflanzen. Der bessere Entzug der Sonnenblume resultiert sowohl aus dem besseren TF als auch aus der höheren Biomasse.

Obwohl der pH-Wert im Bauschutt mit bis zu 10 deutlich über dem des Haldenmaterials (ca. 7) liegt, ist die Mobilität des Eisens in der I. Fraktion im Bauschutt höher. Und das, obwohl die Gesamtgehalte an Eisen im Bauschutt geringer sind als die im Haldenmaterial. Der Mais zeigt daher auf Bauschutt auch etwas höhere Eisengehalte. Bei der Sonnenblume sind dagegen eher die Gehalte der auf dem Haldenmaterial gewachsenen Pflanzen höher. Dies erscheint allerdings nicht plausibel, wenn man berücksichtigt, dass gerade der Mais als Produzent pflanzlicher Siderophore von der Verfügbarkeit von Eisen eher unabhängiger sein sollte (Roberts *et al.*, 2004; Römheld, 1987). Hinsichtlich des absoluten Entzugs von Eisen zeigt die Sonnenblume auf beiden Substraten die höheren Werte. Obwohl der Mais auf Bauschutt die höheren Sprossgehalte bzw. TF zeigt, wird die Entzugsleistung durch das Mehr an Biomasse bestimmt.

Bei Mangan liegen die Gehalte der I. und III. Fraktion im Haldenmaterial über denen des Bauschutts. Dennoch sind die Sprossgehalte der Sonnenblume auf Bauschutt deutlich höher als die der auf Haldenmaterial gewachsenen Pflanzen. Der Mais zeigt diese erhöhten Mangangehalte auf Bauschutt nicht. Auf Haldenmaterial korrelieren die Mangangehalte von Mais und Sonnenblume untereinander, wie auch mit den Werten der I. Fraktion aus dem Substrat. In der Entzugsleistung liegt für die Sonnenblume auf beiden Substraten über der des Mais. Auf dem Bauschutt zeigt sich dies auf Grund des besseren Transfers in den Spross der Sonnenblume besonders deutlich.

Nickel gilt als ein leicht lösliches Schwermetall und ist bei insgesamt niedrigen Gehalten schon in den ersten Fraktionen gut verfügbar. Daraus resultieren auch die weniger stark abnehmenden TF bei Mais und Sonnenblume (Wang *et al.*, 2005). Entsprechend den ähnlichen Gehalten der I. Fraktion, wie auch den einheitlichen Gesamtgehalten, weichen auch die Sprossgehalte nicht stark voneinander ab bzw. sind von der Standardabweichung überdeckt. Auch lassen sich die Sprossgehalte nicht mit den mobilen Gehalten der sequentiellen Extraktion korrelieren. Der fehlende Einfluss der Nickelgehalte aus der II. Fraktion lässt den Schluss zu, dass hier ebenfalls nur die erste Fraktion für die Verfügbarkeit von Bedeutung ist, oder aber die Aufnahme von Nickel bereits durch die Pflanze limitiert wird. Die Sonnenblume entzieht auf beiden Substraten mehr Nickel als der Mais, der zwar auf



dem Haldenmaterial einen etwas höheren TF besitzt, aber durch die geringere Produktion von Biomasse im absoluten Entzug weniger effektiv ist.

Trotz der Tatsache, dass die Phosphorgehalte fast aller Fraktionen außer der VI. und VII. im Bauschutt größer sind, sind die Sprossgehalte sehr einheitlich. Dies deutet darauf hin, dass im Haldenmaterial kein Phosphormangel vorliegt. Unterschiede in den Gehalten in Bezug auf die Inokulation mit Mykorrhizapilzen sind nicht gegeben, da die nicht mit Mykorrhiza inokulierten Lysimeter ebenfalls eine hohe Mykorrhizierungsrate aufwiesen. Allerdings zeigte die Sonnenblume durchweg höhere Phosphorgehalte und auch etwas höhere Mykorrhizierungsgrade als der Mais. Eventuell steht ein höherer Phosphorgehalt und Mykorrhizierungsgrad der Sonnenblume in Zusammenhang mit einem höheren Phosphorbedarf der Sonnenblume (Mastel, 2006). Auffallend ist, dass die geringen Phosphorgehalte des Kontrollbodens sich nicht in niedrigeren Gehalten im Spross widerspiegeln. Da die Sonnenblume die höheren Sprossgehalte und damit höheren TF besitzt und ebenso die größere Biomasse erzeugt, liegt der absolute Entzug weit über dem vom Mais.

Strontium unterscheidet sich von den bisher betrachteten Elementen durch seine, im Bauschutt hohe Mobilität (sichtbar in der I. und II. Fraktion). Weiterhin ist es auf Grund seines Ionenpotentials dem Calcium sehr ähnlich und wird trotz der Tatsache, dass es nicht essentiell ist, gut von der Pflanze aufgenommen. Diese hohe Mobilität schon in der I. und II. Fraktion mit entsprechend geringen Mobilitäten bis zur VII. Fraktion sorgen über die Fraktionen hinweg für einheitliche Transferfaktoren. Die sehr geringen Strontiumgehalte im Haldenmaterial bilden sich auch in den Sprossgehalten der Pflanzen ab. Entsprechend hohe Sprossgehalte zeigen die Pflanzen, welche auf Bauschutt gewachsen sind. Der absolute Entzug von Strontium vom Bauschutt ist allerdings, bedingt durch die niedrige Biomasse auf diesem Substrat, nicht höher als der Entzug auf Haldenmaterial. Auf Grund der höheren TF und besseren Biomasseproduktion ist der absolute Entzug auf beiden Substraten durch die Sonnenblume ca. drei- bis viermal so hoch wie der von Mais. Mitentscheidend für die Aufnahme von Strontium ist der Gehalt an Calcium im Substrat. Die Strontiumgehalte im Spross sind jedoch groß genug, um eine praktische Anwendung zu ermöglichen.

Wie das Strontium einen Substituenten für das Calcium darstellt, kann das Cäsium anstelle von Kalium von der Pflanze als vermeintliches Hauptnährelement aufgenommen werden (Hutchin and Vaughan, 1967; Smolders, 1997). Daher ergeben sich für dieses Element entsprechend hohe TF. Wie Strontium im Bauschutt ist Cäsium im Haldenmaterial in der I.

Fraktion sehr mobil. Dies sorgt für konstante TF über die ersten drei Fraktionen hinweg. Die hohen TF beim Mais in der unbehandelten und mykorrhizierten Variante unterliegen einer sehr großen Standardabweichung und resultieren aus der Berechnung der TF aus den Einzelanalysen der Pflanzen. Analog zu den niedrigen Cäsium Gehalten im Bauschutt sind auch die Sprossgehalte in den Pflanzen geringer. Daraus resultieren für beide Substrate einheitliche TF. Die höheren Cäsium Konzentrationen im Sprossanteil der auf Haldenmaterial gewachsenen Sonnenblume könnten die höheren Nährstoff Anforderungen der Sonnenblume widerspiegeln. Allerdings ist dieser Unterschied zwischen Mais und Sonnenblume beim Bauschutt nicht zu beobachten, was an den sehr niedrigen Cäsiumgehalten im Bauschutt liegt. Da Cäsium nur auf Grund seiner Ähnlichkeit zum Kalium von der Pflanze aufgenommen wird, sind die begleitenden Kaliumgehalte im Substrat für die Cäsiumaufnahme entscheidend (Zhu *et al.*, 2000).

Während der Ursprung des Urans im Haldenmaterial in der mineralogischen Zusammensetzung liegt, rührt er beim Bauschutt von einer nachträglichen Imprägnierung mit uranhaltigen Lösungen her. Das Fehlen der I. Fraktion in der unbehandelten Bauschuttvariante verdeutlicht einmal mehr die Inhomogenität des Substrates. Generell ist die Aufnahme von Uran in den oberirdischen Teil von Pflanzen sehr gering, da das Uran nur in der Form des Uranyl-Kations pflanzenverfügbar ist. Dieses existiert vornehmlich bei pH-Werten bis 5,5. Zwischen pH-Werten von 6 bis 8 liegt das Uran als Hydroxidkomplex vor. Bei höheren pH-Werten sind Urancarbonate vorherrschend (Ebbs *et al.*, 1998). Die geringe Aufnahme schlägt sich in kleinen TF nieder. Höhere TF werden durch sehr geringe Analysewerte des Substrates verursacht. Die große Standardabweichung bei den Analysen lässt keine Differenzierung der Gehalte nach Pflanzenart oder Behandlung zu. Die besseren Werte für den Entzug vom Haldenmaterial werden durch die größere Biomasse verursacht. Generell ist die Aufnahme von Uran in den Sprossanteil gering. Dagegen können Wurzeln relativ hohe Urangelhalte akkumulieren (Dushenkov *et al.*, 1997). Mykorrhizierung führte nach Chen *et al.* (2005, Chen *et al.*, 2007) zu einer erhöhten Uranaufnahme aber gleichzeitig zu einem kleineren Spross/Wurzel Verhältnis des Urans.

Die Ursache der relativ hohen Mykorrhizierungsraten sowohl bei den inokulierten als auch bei den nicht inokulierten Varianten liegt in der Verwendung nicht steriler Substrate, hier insbesondere des Haldenmaterials, welches unverändert aus schon länger existierenden Haldenarealen entnommen wurde. Auch die Kompostbeimischung führte zu einer Inokulation mit Mykorrhizapilzen, wohingegen der frisch gebrochene Bauschutt als eher steril anzusehen

ist. Ferner wird es, da es sich um Freilandversuche handelt, zu einer „Kontamination“ von außen - durch Wind, Tiere oder auftreffende Niederschläge - gekommen sein. Trotz einer Verwendung verschiedener Werkzeuge für die inokulierten und nicht inokulierten Lysimeter kann eine Kontamination durch die Bearbeiter nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Wie die Auswertung gezeigt hat, war die Inokulation auf dem Bauschutt erfolgreich, wenngleich nicht mit letzter Sicherheit gesagt werden kann, ob es sich bei den auf Platte gewachsenen Kolonien um die Sporen aus der Inokulation oder um das Wachstum neu entstandener Sporen handelt. Auf dem Haldenmaterial war die Inokulation weniger erfolgreich.

### 4.3 Lysimeterversuche 2006

In den Abbildungen 95-98 sind auszugsweise die Ergebnisse der sequentiellen Extraktionen aus den Jahren 2005 und 2006 gegenübergestellt. Generell zeigen die Analysen für 2006 eine geringere Standardabweichung als die Analysen aus dem Jahr 2005. Bei einem Vergleich der Analysen ist teilweise eine Abnahme der Elementgehalte zu erkennen. Dabei sind oft unterschiedliche Fraktionen für die Änderung verantwortlich. Es zeigen sich vor allem im Haldenmaterial für Kobalt, Nickel und Uran 2006 geringere Gesamtgehalte als für 2005. Bei Kobalt sind vor allem die Werte für die Fraktion III geringer, bei Nickel in der dritten und siebenten Fraktion.

Die Phosphorgehalte sind in den Analysen aus dem Jahr 2006 höher als die des Vorjahres. Und dies sowohl im Haldenmaterial wie auch im Bauschutt. Erhöht sind vor allem die Fraktionen I bis IV und im Bauschutt ebenso die Fraktion V (Abbildung 95).

Im Laufe der beiden Bepflanzungen hat sich zudem eine gewisse Homogenisierung ergeben. Die großen, beobachteten Standardabweichungen können auf die räumliche Heterogenität im Mischsubstrat zurückgeführt werden. Die weitergehende Auswaschung, Pflanzenextraktion und Bodenbildungsprozesse haben hier zu einer Verringerung der Heterogenität und damit zu einheitlicheren Proben und kleineren Standardabweichungen in den Elementanalysen geführt.

Die Strontiumgehalte variieren vor allem in der VII. Fraktion des Haldenmaterials (Abbildung 96). Sie sind für das Jahr 2006 etwas geringer. Daher kann auch hier auf eine Umlagerung und Mobilisierung geschlossen werden. Die mobilen Fraktionen (I und II), insbesondere des Bauschutts, sind nahezu unverändert.

Für Cäsium waren auf Grund von hohen Cäsiumgehalten in der Blindprobe nur die ersten drei Fraktionen verwertbar (Abbildung 97). Dabei sind die Gehalte der I. Fraktion im Jahr 2006 für das Haldenmaterial deutlich geringer als die des Vorjahres. Die Cäsiumgehalte im Bauschutt sind nur gering und statistisch nicht signifikant verschieden. Die Urangehalte zeigen für das Jahr 2006 eine Abnahme in den Fraktionen II, VI und VII für beide Substrate (Abbildung 98).

Die geringeren Urangehalte des Haldenmaterials im Jahr 2006 gegenüber 2005 resultieren aus den kleineren Werten der Fraktion II sowie der Fraktion VI. Diese Abnahme lässt sich auch im Bauschutt erkennen und betrifft hier ebenfalls die Fraktion I (Abbildung 98).

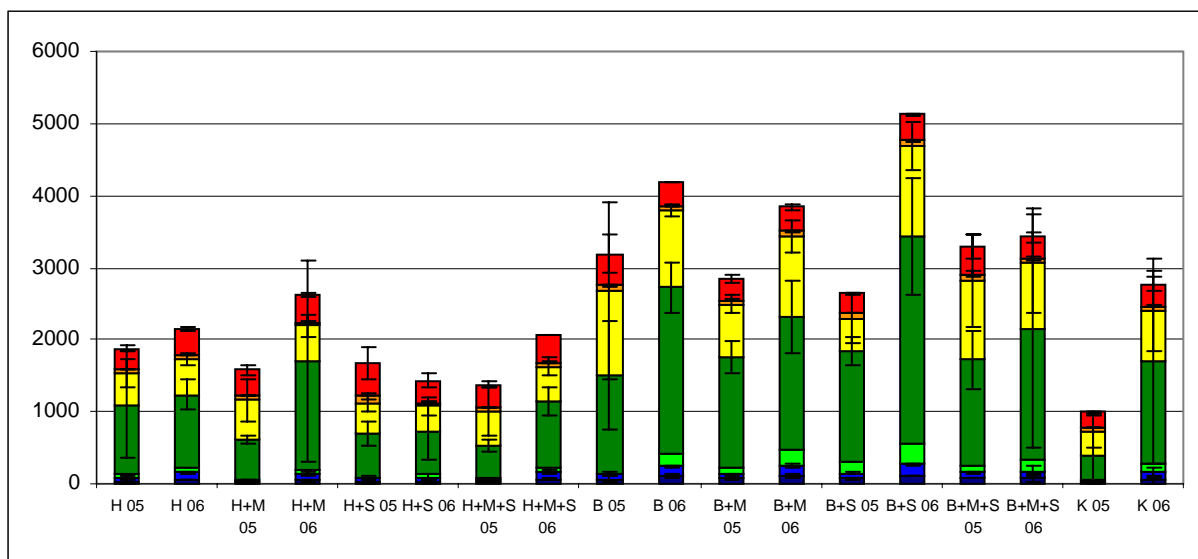


Abbildung 95: Vergleich der sequentiellen Extraktion von Phosphor aus den Jahren 2005 und 2006 in [mg/kg].

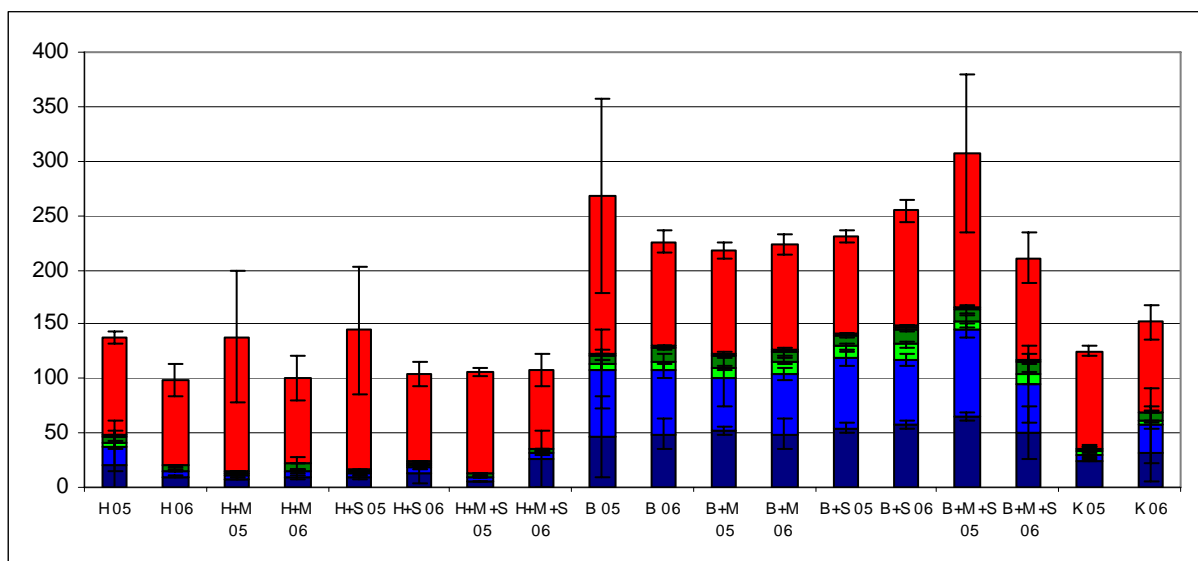


Abbildung 96: Vergleich der sequentiellen Extraktion von Strontium aus den Jahren 2005 und 2006 in [mg/kg].

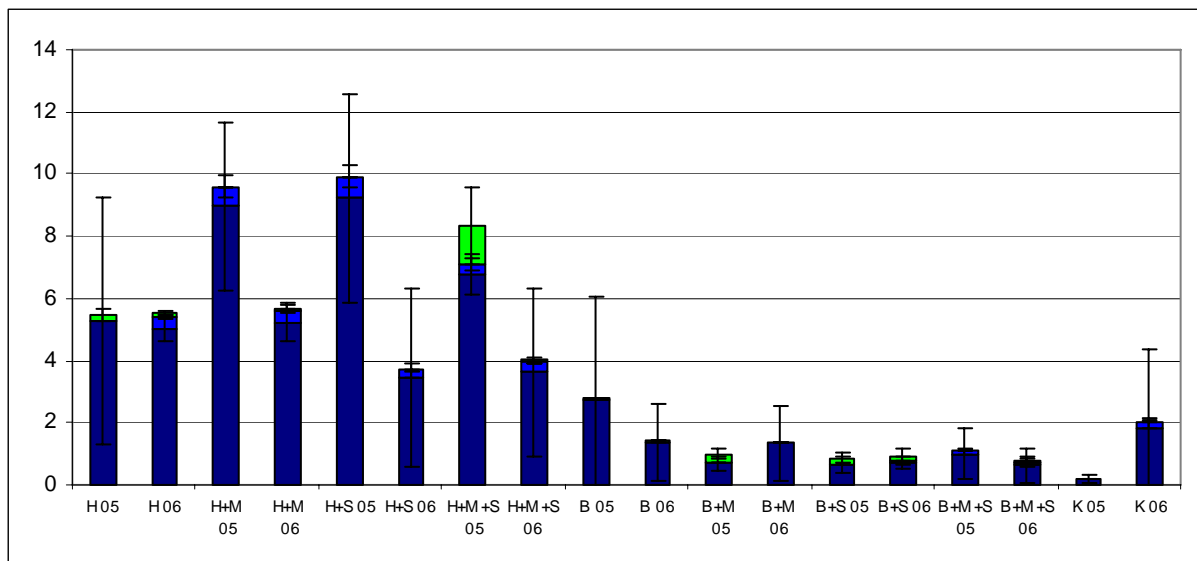


Abbildung 97: Vergleich der sequentiellen Extraktion von Cäsium aus den Jahren 2005 und 2006 in [mg/kg].

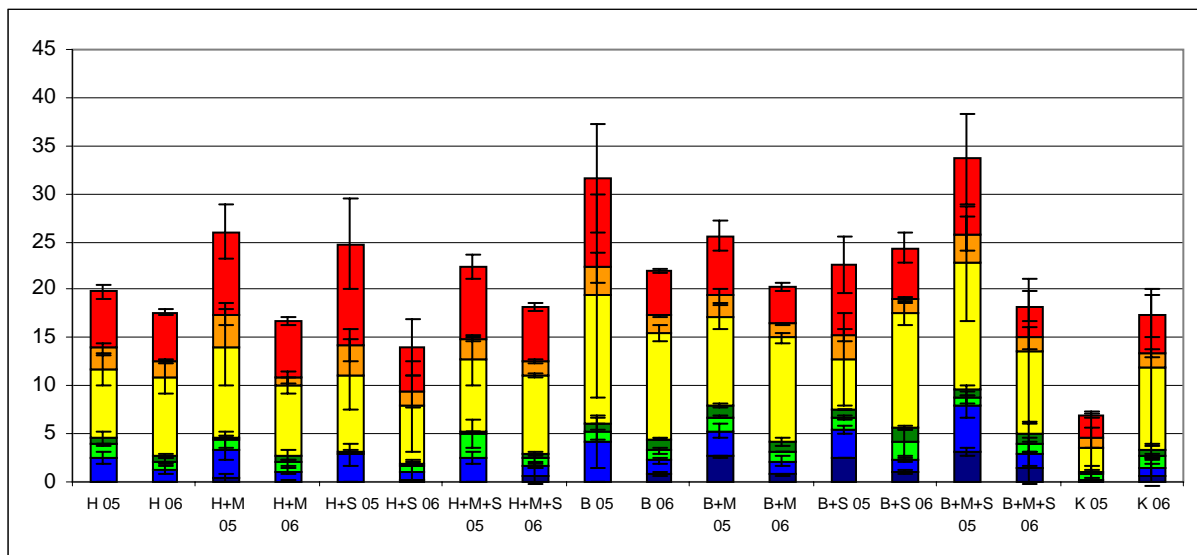


Abbildung 98: Vergleich der sequentiellen Extraktion von Uran aus den Jahren 2005 und 2006 in [mg/kg].

Für fast alle Elemente und Fraktionen ergeben sich im Versuchszeitraum Änderungen. Die diesen Änderungen zu Grunde liegenden Prozesse wurden nicht im Einzelnen ermittelt. Generell ist zu erwarten, dass es bei den Substraten, die keine natürlich gewachsenen Böden waren, innerhalb des Versuchszeitraumes zu einer Zunahme der mikrobiellen Aktivität kommt. Insbesondere der frisch gebrochene Bauschutt wird anfangs eine geringe und für Böden untypische Besiedlung aufweisen. Die zunehmende mikrobielle Aktivität kann sowohl zu einer Mobilisierung und damit Verlagerung von Elementen führen als auch zu einer Immobilisierung und damit Anreicherung in bestimmten Horizonten. Die

Kompostbeimischung dürfte für eine gewisse Neutralisierung des pH-Wertes verantwortlich sein und ferner eine Quelle für eine gesteigerte mikrobiologische Aktivität darstellen. Außerdem sorgen die Huminstoffe sowie mikrobielle Exsudate aus dem Kompost für eine Komplexierung von Ionen. Großen Einfluss auf die Elementgehalte in den Substraten hat auch der Wasserhaushalt in dem jeweiligen Lysimeter, der vor allem durch die unterschiedliche Transpiration variiert.

Bei einem Vergleich der Biomassen (Abbildungen. 99 und 100) ist zu beachten, dass die Sorten von Mais und Sonnenblume im Jahr 2006 gewechselt wurden. Während im Jahre 2005 die Sonnenblumen auf Haldenmaterial erheblich mehr Biomasse erzeugen als der Mais, ist es 2006 der Mais, der eine höhere Trockenmasse erzielt. Der Ertrag des Maises steigt im Jahr 2006 auf dem Haldenmaterial um das Doppelte. Auf dem Bauschutt ist der Zuwachs drei bis achtmal höher. Dagegen ist der Biomasseertrag der Sonnenblume auf dem Haldenmaterial im Jahr 2006 um ein Drittel geringer. Auf dem Bauschutt ist der Ertrag der Sonnenblume 2006 um ein Viertel bis zwei Drittel höher als im Vorjahr. Der Ertrag der Maispflanzen auf dem Kontrollboden fällt 2006 doppelt so hoch aus wie im Vorjahr. Der Biomasseertrag der Sonnenblume auf dem Kontrollboden ist dagegen 2006 nur ein Zehntel dessen des Vorjahres. Ferner ist zu erkennen, dass die höchsten bzw. niedrigsten Erträge innerhalb der zwei Vegetationsperioden nicht an dasselbe, individuelle Lysimeter gebunden sind.

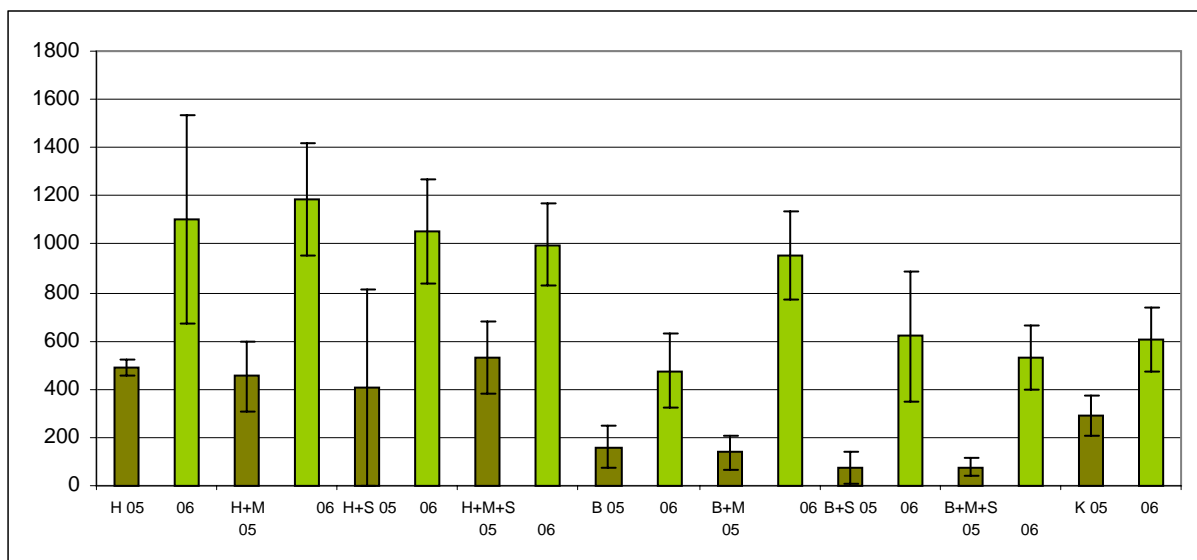


Abbildung 99: Sprossbiomassen der Jahre 2005 und 2006 von Mais in [g TM].

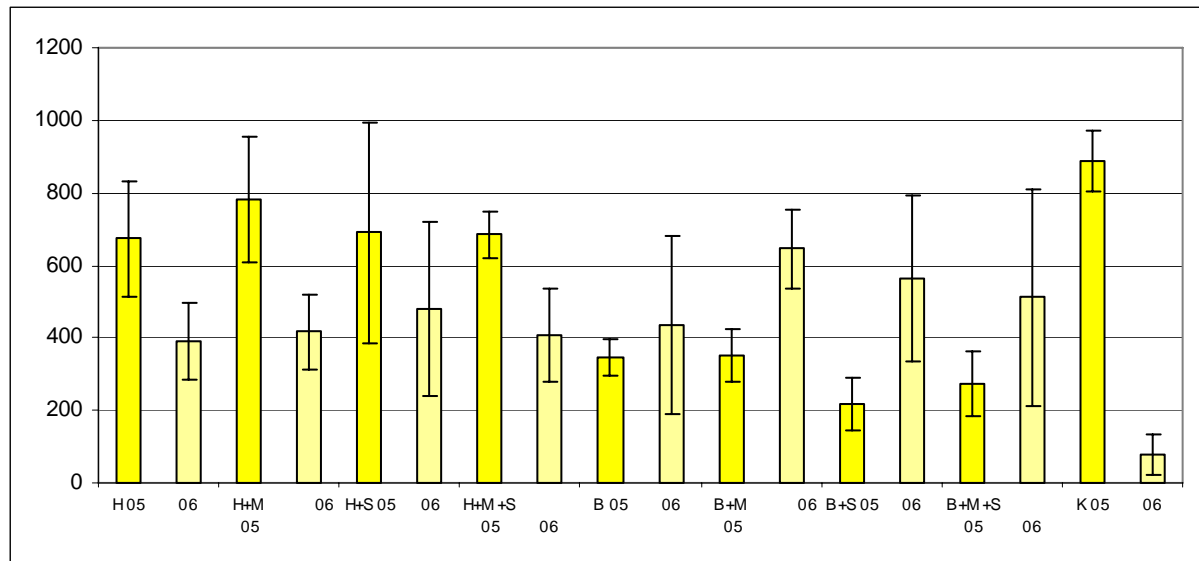


Abbildung 100: Sprossbiomassen der Jahre 2005 und 2006 von Sonnenblume in [g TM].

Entscheidenden Einfluss auf den Biomasseertrag hat die Sortenauswahl. Die Entwicklung der Nährstoffgehalte der Substrate hat ebenfalls großen Einfluss auf das Wachstum. So ist davon auszugehen, dass durch die Zugabe des teilweise recht rohen Komposts ein für lange Zeit verfügbares Nährstoffdepot existiert, welches im Jahr 2006 aufgrund der voranschreitenden Mineralisierung und Bodenbildung größer war als im Vorjahr. Letzten Endes spielt auch das Wetter innerhalb der Vegetationsperioden eine große Rolle.

Der Mykorrhizierungsgrad beider Jahre war gut (Abbildungen 101 und 102). Während bei Mais in 2006 die Mykorrhizierungsrate höher und die Standardabweichung kleiner war als in 2005, zeigte die Sonnenblume auf Haldenmaterial in 2005 eine höhere Mykorrhizierungsrate. Die Mykorrhizierungsraten der Sonnenblumen auf Bauschutt sind in den mykorrhizierten Varianten 2006 höher, in den nicht mykorrhizierten Varianten gleich oder niedriger als im Vorjahr. Im Kontrollboden ist die Mykorrhizierungsrate 2006 gegenüber dem Jahr 2005 erhöht.

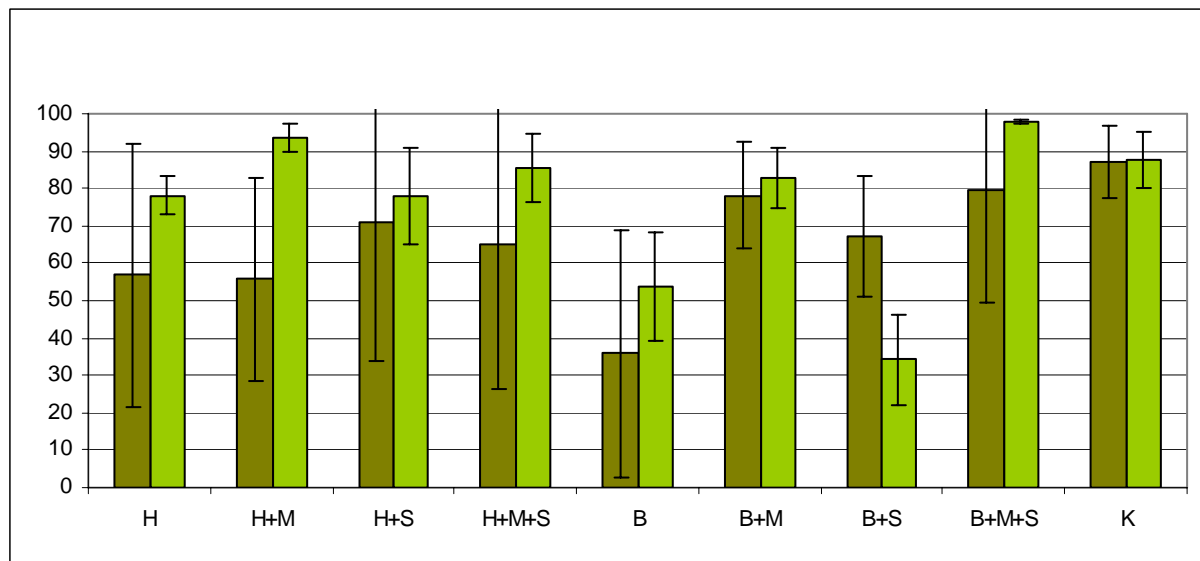


Abbildung 101: Mykorrhizierungsraten von Mais 2005 (dunkel) und 2006 (hell) in [%].

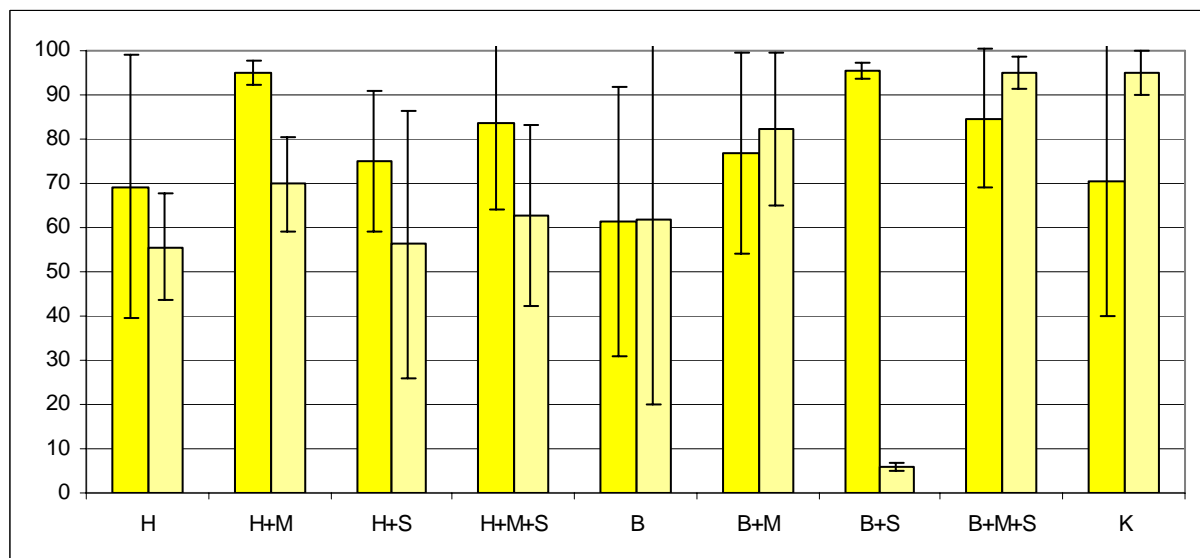


Abbildung 102: Mykorrhizierungsraten von Sonnenblume 2005 (dunkel) und 2006 (hell) in [%].

Generell kann davon ausgegangen werden, dass im Haldenmaterial eine höhere und auch dichtere biologische Vielfalt als im Bauschutt gegeben war. Dazu kommt der Eintrag von Organismen aus dem Kompost. Daher ist es verständlich, dass die Unterschiede 2005 zwischen den mit Mykorrhizapilzen inokulierten und nicht inokulierten Varianten gering (Sonnenblume) oder gar nicht vorhanden sind (Mais). Im Bauschutt sind die Unterschiede zumindest bei Mais etwas deutlicher, da hier von vornherein weniger Sporen enthalten waren. Ferner ist zu beachten, dass die Mykorrhizierung lokal sehr variieren kann, insbesondere wenn es zur Übertragung der Organismen aus den benachbarten Lysimetern kommt.



Dies würde die unterschiedliche Mykorrhizierungsrate der Sonnenblume in der B+S Variante erklären. Eine andere Erklärung wäre, dass die eingebrachten Sporen nicht in der Lage waren, unter den alkalischen Bedingungen zu überleben. Dafür spricht, dass die Mykorrhizierungsraten für Mais auf beiden Substraten und für die Sonnenblume auf Bauschutt gesteigert werden konnten. Andererseits können auch Eigenschaften bestimmter Pflanzensorten eine nur verminderte Mykorrhizierungsrate zulassen. Abschließend lässt sich sagen, dass eine Inokulation mit Mykorrhizapilzen vor allem im Bauschutt zu einer besseren Mykorrhizierung führt und somit im Falle von limitierten Phosphorgehalten zu einer besseren Versorgung der Pflanze führen kann. Für die Pflanzen im Haldenmaterial fällt auf, dass die Art mit der höheren Biomasse auch die höhere Mykorrhizierungsrate aufweist. Dies ist 2005 die Sonnenblume und 2006 der Mais. Für den Bauschutt ist dies nicht zutreffend. Eventuell ermöglicht eine höhere Biomasse oder auch gesündere Pflanze eine bessere Mykorrhizierung, wobei Ursache und Wirkung hier nicht zugeordnet werden können. Entry et al. (1999) wiesen in Freilandversuchen eine höhere Mykorrhizierungsrate bei inokulierten Pflanzen (70-80 %) als bei nicht inokulierten Pflanzen (40-50 %) nach. Dabei wurden mit *Glomus mossae* höhere Mykorrhizierungsraten erreicht als mit *Glomus intraradices*. Außerdem zeigten die Pflanzen sowohl eine erhöhte Biomasse als auch erhöhte Cäsium- und Strontiumgehalte. Joner et al. (2004) konnten bezüglich der Aufnahme von  $^{137}\text{Cs}$  keinen Effekt einer Mykorrhizierung feststellen. Dabei war das Gefäß in ein Wurzel- und einen Hyphenteil getrennt, wobei sich die Radionuklide im Hyphenteil befanden. Die Mykorrhizierung sorgte allerdings für eine bedeutende Mehraufnahme für  $^{32}\text{P}$ . Ferner wurde bei Klee und Eukalyptus trotz relativ geringer Mykorrhizierungsraten von 30-40 % eine Steigerung der Biomasse um 20-30 % erreicht. Mais mit einer Mykorrhizierungsrate von 96 % zeigte eine Abnahme der Biomasse. Unter Umständen können sehr hohe Mykorrhizierungsraten den Pflanzenwuchs nachteilig beeinflussen.

In den Abbildungen 103-106 sind für die sich ändernden Elemente die Gehalte im Spross von Mais und Sonnenblume aus den Jahren 2005 und 2006 gegenübergestellt. Die Eisengehalte (Abbildung 103) der Maispflanzen auf dem Haldenmaterial sind 2006 bei allen Behandlungen höher als im Vorjahr. Dagegen sind die Gehalte im Mais auf Bauschutt im Jahr 2006 geringer. Die Maispflanzen vom Kontrollboden unterscheiden sich hinsichtlich des Eisengehaltes nicht wesentlich. Bei den Sonnenblumen ist der Trend zu höheren oder niedrigeren Eisengehalten weniger deutlich. So scheint es, dass die Gehalte in den auf Haldenmaterial gewachsenen Pflanzen 2006 eher niedriger sind. Für die Sonnenblumen auf Bauschutt lässt sich keine

eindeutige Aussage treffen, da die Gehalte 2006 verglichen zum Vorjahr sowohl höher als auch niedriger ausfallen. Die Eisengehalte der Sonnenblume vom Kontrollboden sind 2006 etwas höher, werden allerdings von einer hohen Standardabweichung begleitet.

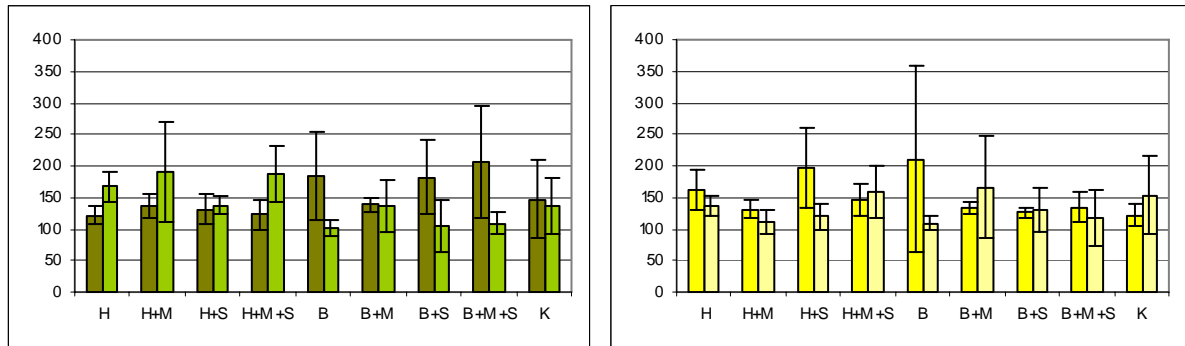


Abbildung 103: Vergleich der Eisengehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) für die Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) in [mg/kg TM].

Die Phosphatgehalte sind bei Mais und Sonnenblume auf Haldenmaterial und dem Kontrollboden 2006 höher als im Vorjahr (Abbildung 104), auf Bauschutt bei beiden Pflanzen jedoch geringer. Eine Variation der Strontiumgehalte zeigt sich vor allem im Bauschutt. Während die Sprossgehalte beim Mais 2006 geringer als die Gehalte des Vorjahres sind, ist es bei der Sonnenblume umgekehrt, so dass sich hier für das Jahr 2006 deutlich höhere Werte ergeben. Gleiches gilt für die Pflanzen auf dem Kontrollboden.

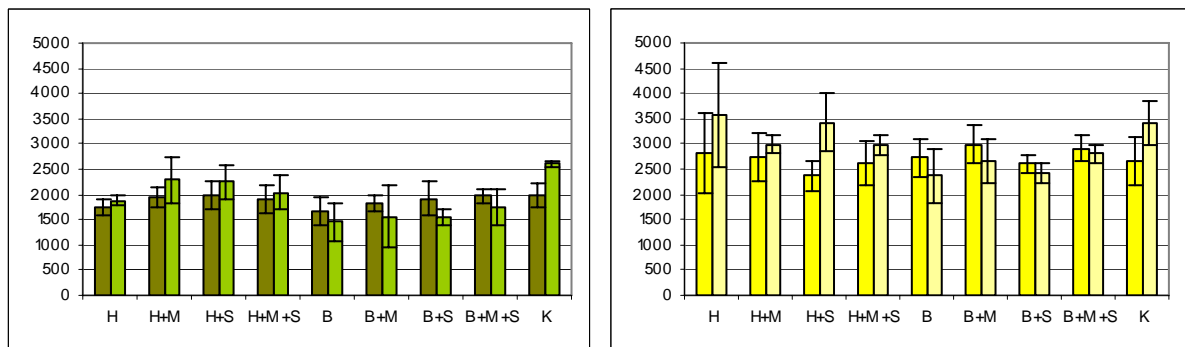


Abbildung 104: Vergleich der Phosphorgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) für die Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) in [mg/kg TM].

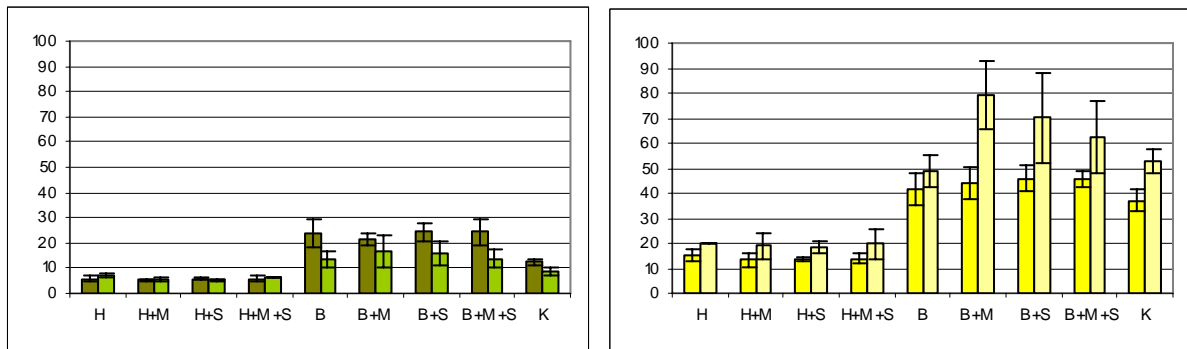


Abbildung 105: Vergleich der Strontiumgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) für die Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) in [mg/kg TM].

Der auf dem Haldenmaterial gewachsene Mais zeigt bei niedrigen Werten nur geringe Variationen der Strontiumgehalte (Abbildung 105). Bei der Sonnenblume auf Haldenmaterial ergeben sich für 2006 höhere Werte. Cäsium ist nur in den auf Haldenmaterial gewachsenen Pflanzen in bedeutender Menge vorhanden (Abbildung 106). Dabei zeigen sich 2006 im Vergleich zum Vorjahr bei Mais und Sonnenblume deutlich höhere Gehalte. Die Sprossgehalte von auf dem Kontrollboden gewachsenen Pflanzen sind, verglichen mit denen des Bauschutts, sehr gering.

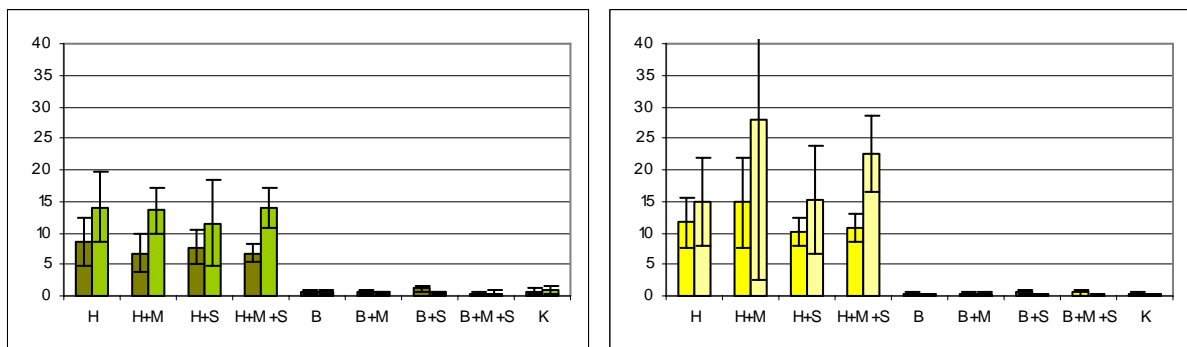


Abbildung 106: Vergleich der Cäsiumgehalte im Sprossanteil von Mais (grün) und Sonnenblume (gelb) für die Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) in [mg/kg TM].

Beeinflusst wird die Aufnahme von Elementen in den Spross zum einen durch den mobilen Anteil eines Elements (und anderer Elemente) im Boden sowie dessen Konzentration. Zum andern beeinflusst die Pflanze selbst die Aufnahme passiv oder aktiv durch die vorhandene Wurzeloberfläche, selektive Transportsysteme oder durch die Ausscheidung von Exsudaten (Dakora und Phillips, 2002; Wendling *et al.*, 2005). Ferner beeinflussen das Wetter und auch die Bodenfeuchte die Transpiration und damit den Durchsatz an Wasser durch die Pflanze. Mangelnde Kenntnis über Vorhandensein und Intensität solcher Störgrößen erschweren eine Interpretation der Auswirkung der unterschiedlichen Behandlungen in den Lysimetern. Auch

lassen sich Änderungen im Sprossgehalt nicht mit Änderungen der Substratgehalte korrelieren. Für Weizen wiesen Putyatin *et al.* (2006) und Schimmack *et al.* (2004) eine sortenabhängige Aufnahme von Cäsium und Strontium nach, so dass man auch bei anderen Pflanzen von einer sortenabhängigen Aufnahme ausgehen kann.

Da die Früchte bei Mais und Sonnenblume einen großen Einfluss auf die Biomasse haben, kommt es bei der Fruchtentwicklung je nach Element und Pflanze zu einer Verdünnung oder Konzentration des jeweiligen Elements. Zudem sorgt die Fruchtbildung für einen erhöhten Entzug von Nährstoffen wie Phosphor. Somit ist unter Umständen bezüglich des Strontiums eine Ernte vor Ausbildung der Blüte empfehlenswert, während für den Entzug von Cäsium nur der Mais vor der Reife geerntet werden sollte, die Sonnenblume dagegen erst nach Ausbildung der Blüte.

Die Transferfaktoren für die Jahre 2005 und 2006 sind in den Abbildungen 107-110 dargestellt. Wie schon erwähnt ergeben sich bei der Berechnung der Transferfaktoren (TF) sehr große Standardabweichungen, so dass hier für die meisten Elemente kein Trend interpretierbar ist. Nur für Cäsium und Uran der auf dem Haldenmaterial gewachsenen Sonnenblume erscheinen die TF für das Jahr 2006 höher als die des Vorjahres.

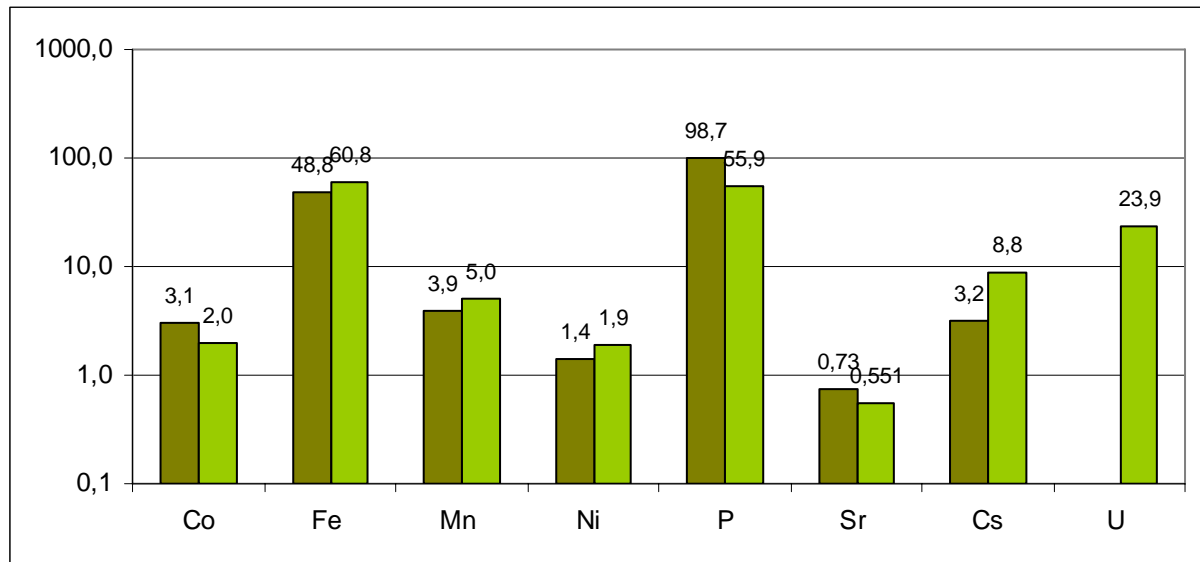


Abbildung 107: Transferfaktoren der Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) auf Haldenmaterial (bezogen auf die mobile Fraktion) für Mais.

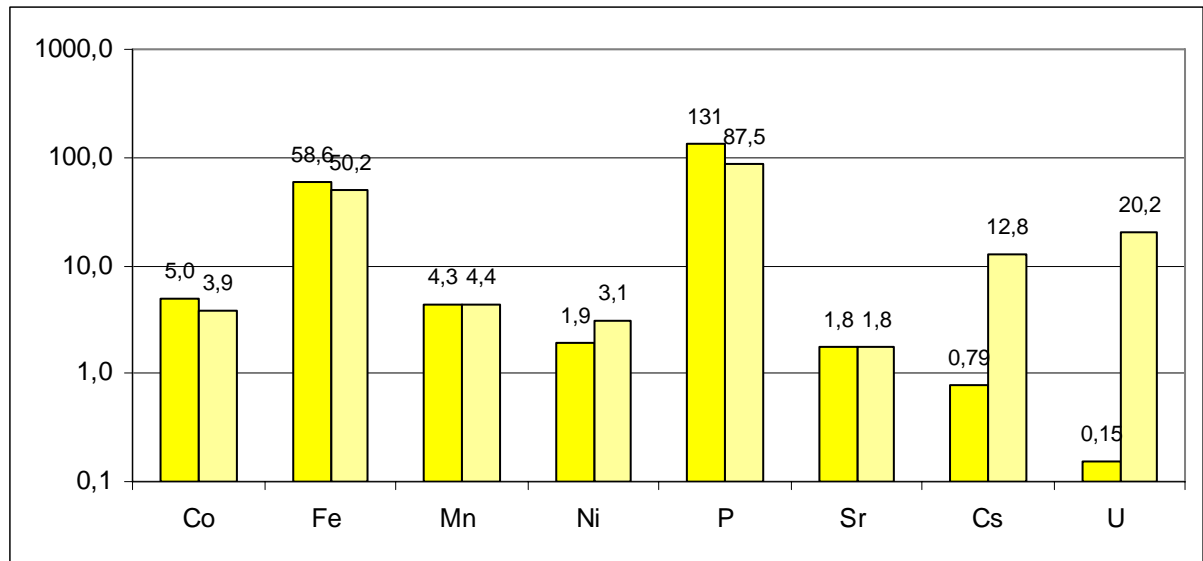


Abbildung 108: Transferfaktoren der Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) auf Haldenmaterial (bezogen auf die mobile Fraktion) für Sonnenblume.

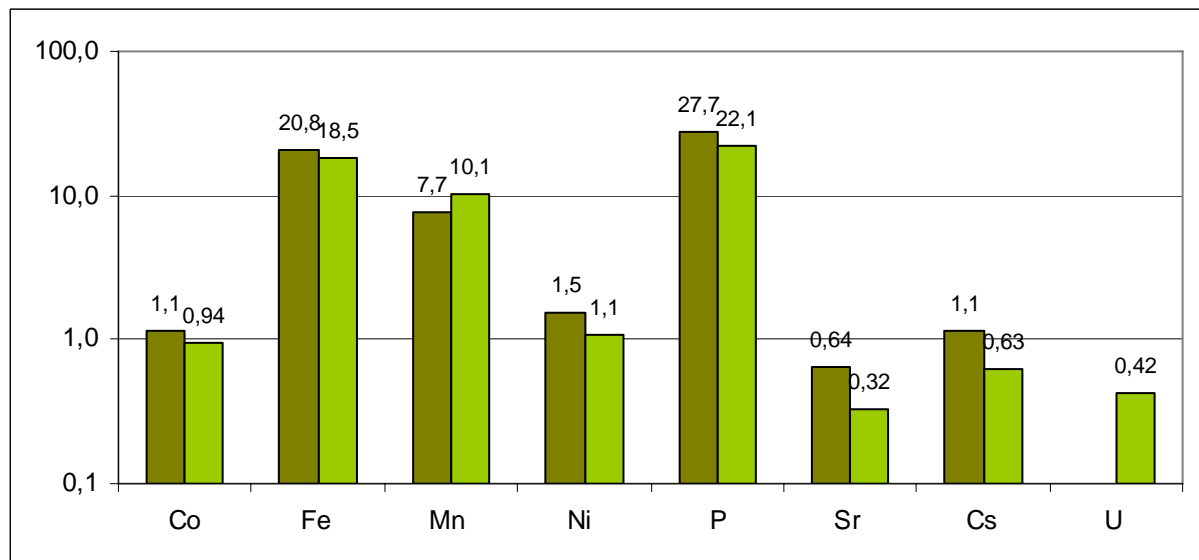


Abbildung 109: Transferfaktoren der Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) auf Bauschutt (bezogen auf die mobile Fraktion) für Mais.

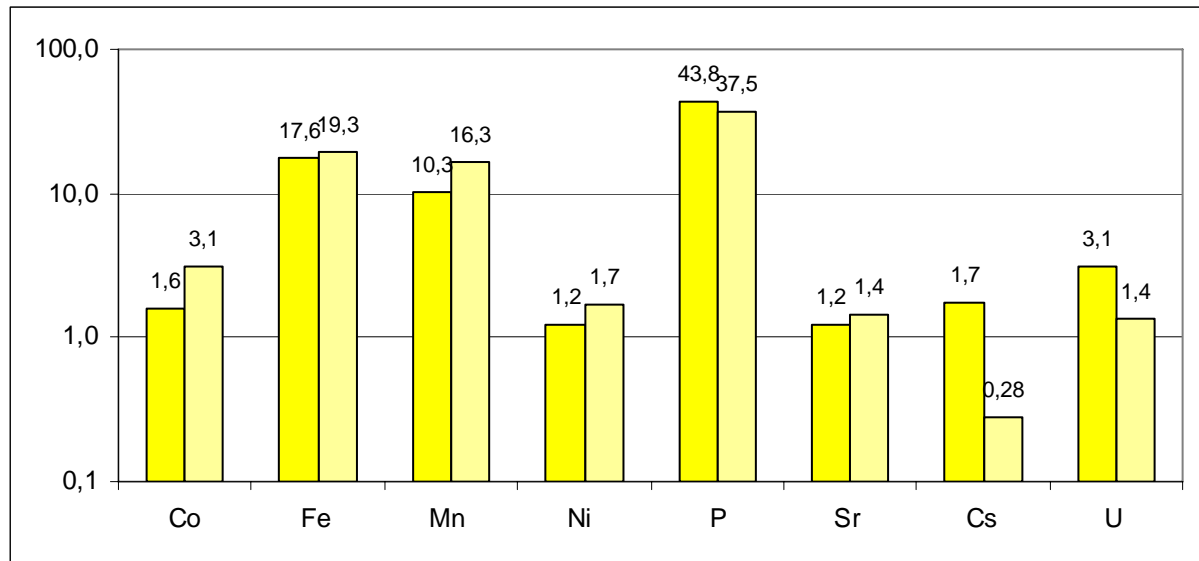


Abbildung 110: Transferfaktoren der Jahre 2005 (dunkel) und 2006 (hell) auf Bauschutt (bezogen auf die mobile Fraktion) für Sonnenblume.

Die höheren TF für Cäsium bei Mais und Sonnenblume werden sowohl durch höhere Sprossgehalte wie auch durch niedrigere Substratgehalte der mobilen Fraktion verursacht. Wobei auffällt, dass die niedrigeren mobilen Gehalte trotzdem zu höheren Sprossgehalten führen. Zu beachten ist, dass sich die extrem hohen TF bei der Variante H+S und H+M+S (Abbildung 85) nicht aus dem Verhältnis der Mittelwerte ergeben, sondern aus dem Mittel der Verhältnisse der Einzelanalysen. Dies gilt für die Berechnung der TF generell. Beim Uran sind die Sprossgehalte 2006 bei Sonnenblume trotz niedrigerer Mobilität höher sowie die Substratgehalte niedriger, so dass sich dementsprechend höhere Transferfaktoren ergeben.

In der Literatur finden sich vorwiegend Untersuchungen zur Aufnahme radioaktiver Isotope von Cäsium und Strontium. Dabei werden unbelastete Substrate mit entsprechend kontaminierten Lösungen behandelt. Bei dieser Vorgehensweise ist davon auszugehen, dass die Mobilität bzw. die Verfügbarkeit für die Pflanzen wesentlich höher ist, da die Lösung unmittelbar an die Wurzeln gelangt und sich nicht erst an vorhandene Huminstoffe oder Tonminerale binden kann. Entsprechend hoch sind die Transferraten in diesen Untersuchungen. So konnte in einer Untersuchung von Entry und Watrud (1998) zur Aufnahme von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  in Rutenhirse (*Panicum virgatum*) ein Entzug von 36 % für Cäsium und 43 % für Strontium nachgewiesen werden. Eapen *et al.* (2006) konnten aus einer mit  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  dotierten Lösung mittels hydroponisch kultivierten *Calotropis gigantea* Pflanzen bis zu 99 % des Strontiums und 41 % des Cäsiums entziehen. Ähnliche Ergebnisse wurden von Singh *et al.* (2007) mit *Vetiveria zizanioides* (Vetivergras) erreicht. Von

Fuhrmann *et al.* (2003) existieren realitätsnähere Untersuchungen mit bereits seit längerer Zeit kontaminierten Böden. Hier sind die Transferraten mit unter 1 % Entzug von der Gesamtaktivität deutlich geringer. In einer weiteren Untersuchung von Fuhrmann *et al.* (2002) konnten dem Boden mit Amaranth (*Amaranthus retroflexus*) bis zu 2,1 %  $^{137}\text{Cs}$  und 4,5 %  $^{90}\text{Sr}$  entzogen werden. Dabei ist zu beachten, dass für die Berechnung der in den Literaturbeispielen genannten TF die Gesamtgehalte (Aktivitätsmessungen) berücksichtigt wurden.

Die Abbildungen 111-114 zeigen den Anteil eines Elements, der in den Jahren 2005 und 2006 durch die Pflanzen entzogen wurde. Die Kobaltgehalte für Mais auf Haldenmaterial (Abbildung 111) haben sich 2006 gegenüber 2005 verdoppelt. Bei der Sonnenblume dagegen ist der Entzug von Kobalt 2006 deutlich geringer (Abbildung 112). Auf Bauschutt ist der Entzug bei Mais und Sonnenblume 2006 gegenüber dem Vorjahr erhöht (Abbildungen 113 und 114). Auf dem Kontrollboden ist, analog zum Haldenmaterial der Entzug für Mais 2006, bei der Sonnenblume dagegen 2005 effizienter.

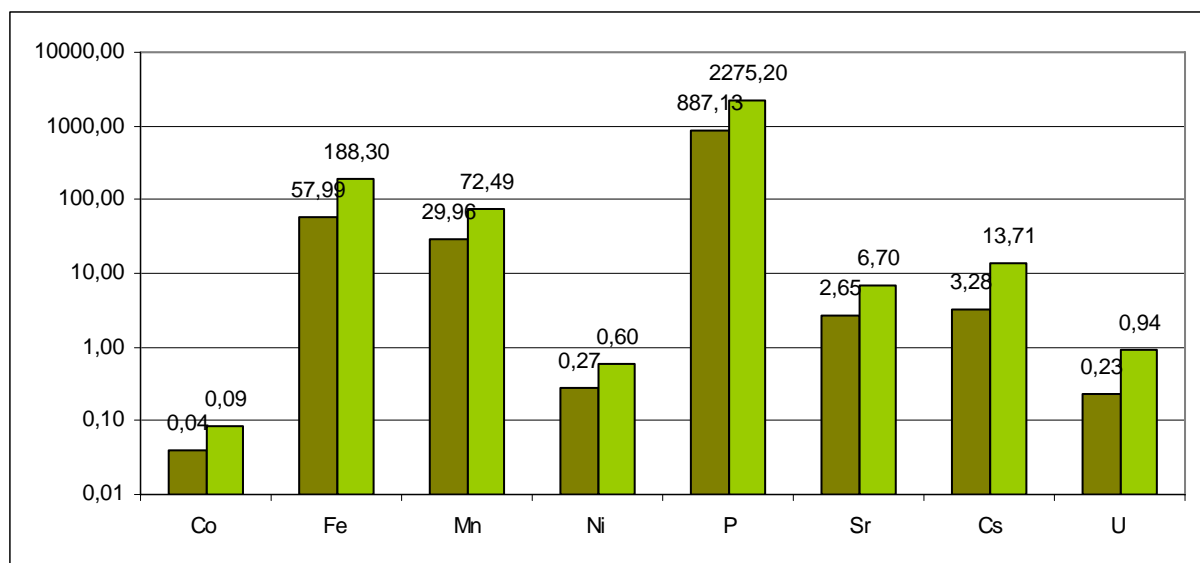


Abbildung 111: Durch die auf Haldenmaterial gewachsene Biomasse (pro Lysimeter) entzogene Menge an Elementen in [mg] für Mais 2005 (dunkel) und 2006 (hell).

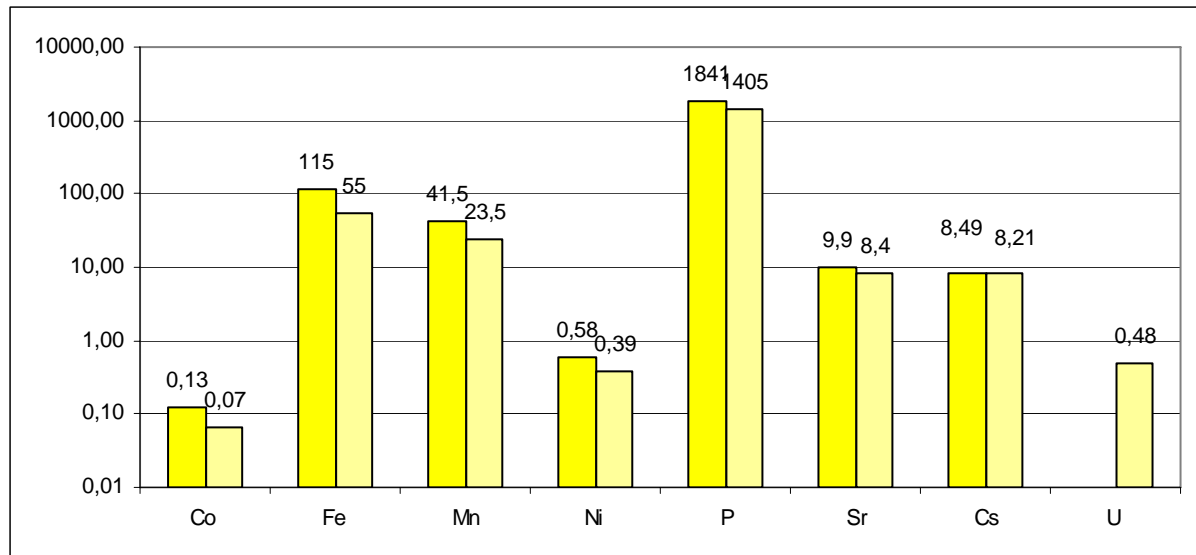


Abbildung 112: Durch die auf Haldenmaterial gewachsene Biomasse (pro Lysimeter) entzogene Menge an Elementen in [mg] für Sonnenblume 2005 (dunkel) und 2006 (hell).

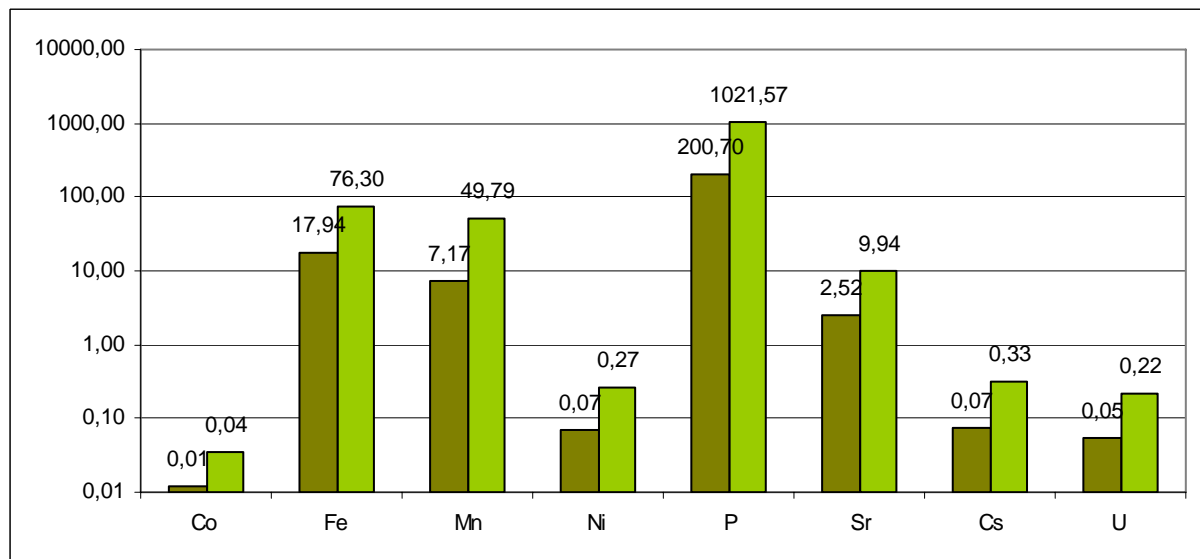


Abbildung 113: Durch die auf Bauschutt gewachsene Biomasse (pro Lysimeter) entzogene Menge an Elementen in [mg] für Mais 2005 (dunkel) und 2006 (hell).



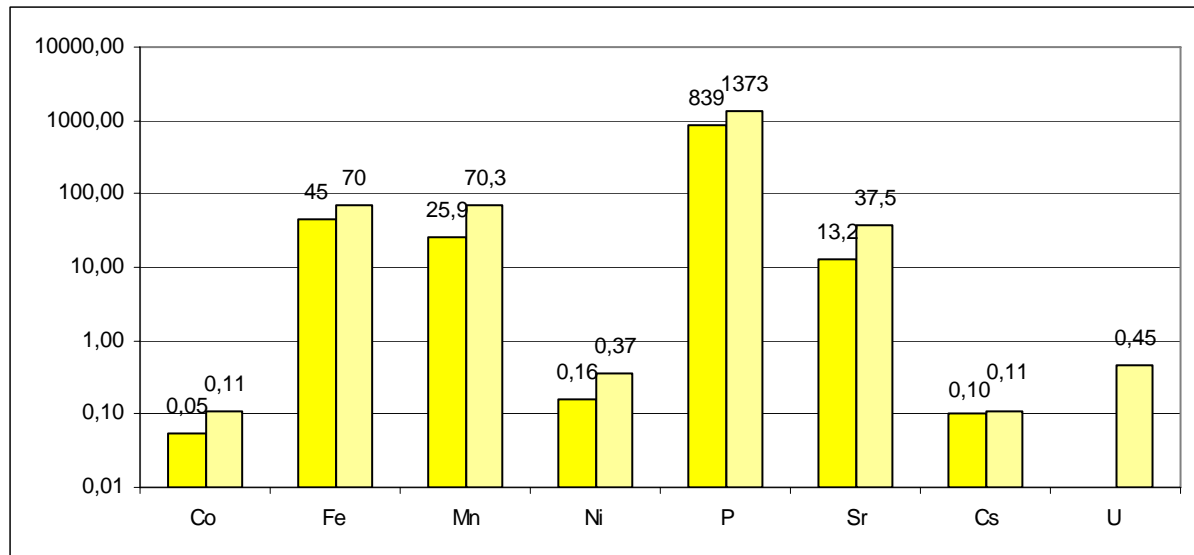


Abbildung 114: Durch die auf Bauschutt gewachsene Biomasse (pro Lysimeter) entzogene Menge an Elementen in [mg] für Sonnenblume 2005 (dunkel) und 2006 (hell).

Bei Betrachtung des Eisens fällt auf, dass der Entzug durch Mais auf Haldenmaterial 2006 (Abbildung 111) um mehr als das Dreifache erhöht ist. Bei Mais auf Bauschutt ist der Unterschied noch deutlicher (Abbildung 113). Der Entzug von Eisen ist dagegen bei der Sonnenblume auf Haldenmaterial 2006 um die Hälfte geringer (Abbildung 112). Auf Bauschutt verhält sich der Entzug uneinheitlich (Abbildung 114). Auf dem Kontrollboden zeigt der Mais 2006 einen etwas besseren Entzug, während der Entzug über die Sonnenblume 2005 erheblich effektiver ist.

Bei Mangan sind die Änderungen im Entzug weniger einheitlich und teilweise mit großen Schwankungen behaftet. Der Entzug über Mais ist im Haldenmaterial (Abbildung 111) wie im Kontrollboden 2006 bei allen Behandlungen größer als im Vorjahr. Im Bauschutt gilt dies ebenso (Abbildung 113). Bei der Sonnenblume auf Haldenmaterial ist der Entzug 2006 etwas geringer (Abbildung 112). Auf dem Bauschutt zeigt die Sonnenblume in drei von vier Behandlungen 2006 einen höheren Entzug als im Vorjahr (Abbildung 114). Auf dem Kontrollboden konnte 2006 durch die Sonnenblume fast kein Mangan entzogen werden.

Der Entzug von Nickel durch Mais auf Haldenmaterial ist 2006 um das Zwei- bis Zweieinhalbfache höher als im Jahr 2005 (Abbildung 111). Auf Bauschutt ist dieser Unterschied (bis sechsmal) größer (Abbildung 112). Auch auf dem Kontrollboden ist der Entzug im Jahr 2006 effektiver. Bei Sonnenblume ergeben sich für den Entzug von Nickel 2006 auf Haldenmaterial bei großen Standardabweichungen um ein Drittel geringere Werte als im Vorjahr (Abbildung 113). Im Bauschutt liegt der Nickelentzug durch Sonnenblume

2006 deutlich über dem von 2005 (Abbildung 114). Auf dem Kontrollboden ist der Entzug durch Sonnenblume 2006 dagegen wesentlich geringer als im Vorjahr.

Der Entzug von Phosphor aus dem Haldenmaterial (Abbildung 111) wie aus dem Kontrollboden durch Mais ist 2006 in allen Behandlungen um ca. das Zweieinhalbfache höher als 2005. Beim Bauschutt ist dieser Unterschied noch bedeutend größer (Abbildung 112). Bei der Sonnenblume auf Haldenmaterial wie auf dem Kontrollboden ist der Entzug von Phosphor in den meisten Fällen im Jahr 2006 geringer als im Vorjahr (Abbildung 113), auf Bauschutt dagegen höher (Abbildung 114).

Der Strontiumentzug von Mais auf Haldenmaterial ist 2006 dreimal höher als im Vorjahr (Abbildung 111). Auf dem Bauschutt ist der Entzug drei- bis fünfmal so hoch wie im Jahr 2005 (Abbildung 112). Auf dem Kontrollboden ist der Entzug 2006 leicht erhöht. Der Strontiumentzug durch Sonnenblume auf Haldenmaterial unterscheidet sich in den Jahren 2005 und 2006 fast nicht (Abbildung 113). Auf Bauschutt entzieht Sonnenblume 2006 ca. das Dreifache des Jahres 2005 (Abbildung 114). Auf dem Kontrollboden ist der Entzug von Strontium durch Sonnenblume 2006 deutlich geringer als im Vorjahr.

Am deutlichsten sind die Änderungen im Entzug durch Mais auf Haldenmaterial bei Cäsium. Hier ist die entzogene Menge ist 2006 rund vier- bis fünfmal höher als im Vorjahr (Abbildung 111). Auf Bauschutt ist der Entzug in beiden Jahren sehr gering, dennoch auch hier 2006 effektiver als im 2005 (Abbildung 112). Gleiches gilt für den Kontrollboden. Auf Bauschutt ist bei dem Entzug von Cäsium durch Sonnenblume zwischen den Jahren kein einheitlicher Trend erkennbar (Abbildungen 113 und 114).

Der Entzug von Uran lässt sich nur sehr unsicher interpretieren, da hier die Schwankungen sehr groß sind und kein eindeutiger Trend erkennbar ist. In vielen Fällen ist der Entzug durch Mais 2006 gegenüber 2005 erhöht (Abbildungen 111 und 112). Doch unterliegen die Werte großen Schwankungen. Bei der Sonnenblume zeichnet sich dieser Trend etwas deutlicher ab (Abbildungen 113 und 114). Auf dem Kontrollboden ist der Entzug für das Jahr 2006 bei beiden Pflanzen schlechter als im Vorjahr.

In der Vielzahl der Fälle ist die erzeugte Biomasse maßgebend für die Effektivität des Entzuges. Bessere oder schlechtere TF werden somit oft mehr als ausgeglichen. Somit spielt die Auswahl der Pflanzen bzw. der Sorten eine entscheidende Rolle. In den Lysimeterversuchen wird dies zwischen den Arten wie auch zwischen den Sorten (Sonnenblume) deutlich. Auch bei der Inokulation mit Mikroorganismen sollte primär auf

eine Wachstumsförderung der Pflanze geachtet werden, da es nur selten gelingen wird, einen eingebrachten Organismus auf Dauer in größerer Dichte im Substrat zu etablieren, der zudem auch noch entsprechend Stoffwechselprodukte wie Siderophore in ausreichender Menge produziert. Gommers et al. (2005) untersuchten die Aufnahme von  $^{137}\text{Cs}$  bei Weiden und kamen dabei auf Transferfaktoren bis zu 0,5. Diese reichen zwar nicht an die besten TF landwirtschaftlich genutzter Pflanzen, dennoch bietet die Aufforstung mit verholzenden Pflanzen bezüglich des Unterhalts der Pflanzung und der weiteren Verarbeitung des geernteten Pflanzenmaterials Vorteile. So entfällt die jährliche Aussaat, Bäume sind weniger krankheitsanfällig und produzieren ab einem gewissen Alter mehr Biomasse als krautige Pflanzen. Die Biomasse von Bäumen lässt eine bessere Verwendung als nachwachsender Energieträger zu. Durch eine höhere Verdunstung ließe sich ein Schadstofftransport in tiefer liegende Bereiche vermeiden.

## 5 Zusammenfassung

In den Versuchen zeigte sich, dass eine erfolgreiche Kultivierung von in der Landwirtschaft etablierten Nutzpflanzen wie Mais und Sonnenblume auf alkalischen Substraten möglich ist. Während der Mais in den Gefäßversuchen noch Anzeichen von Stress aufwies, zeigten die Pflanzen in den Lysimetern keinerlei Stresssymptome. Gefäßversuche eigneten sich nur bedingt zur Untersuchung von Pflanzenwuchs und Aufnahme von Elementen, da die Wurzeln schnell bis an den Topfrand vordrangen und so das Substrat oft nur wenig durchwuchsen. Ferner fehlte eine Bioturbation und das Mikroklima um die Pflanzen herum war grundverschieden, so dass fehlender Wind sowie ungünstige Lichtverhältnisse zu einem Vergeilen der Pflanzen führten. Die Pflanzen unter Freilandbedingungen wuchsen jedoch normal. Bei der Untersuchung verschiedener Sorten in den Lysimetern wurde deutlich, wie wichtig eine optimale Biomassenproduktion ist, da sie die oft relativ gering voneinander abweichenden Transferfaktoren mehr als ausgleicht. Neben der Aufnahme von Kontaminanten und der Biomasseproduktion gibt es weitere Eigenschaften, die eine Pflanze als geeignet erscheinen lassen. So sind für Mais und Sonnenblume Verarbeitungstechniken für große Mengen verfügbar. Eine weitere wichtige Eigenschaft ist die Resistenz gegenüber Krankheiten. Für in der Landwirtschaft etablierte Nutzpflanzen existieren entsprechend resistente Sorten, welche auch in anderer Hinsicht günstige Anpassung an besondere Standorte aufweisen und deren Saatgut in ausreichender Menge verfügbar ist.

Inokulationen lassen sich dagegen besser im Gefäßversuch kontrollieren. Dennoch war auch im Freiland in vielen Fällen eine bessere Besiedlung eingebrachter Organismen (Mykorrhizapilze und Streptomyceten) zu beobachten, als bei den nicht inokulierten Varianten. Dies galt insbesondere für den als eher steril anzusehenden Bauschutt. Hier waren nach der ersten Vegetationsperiode (2005) deutlich mehr koloniebildende Einheiten des eingebrachten *Streptomyces coelicolor* vorhanden als bei den nicht inokulierten Varianten. Gleiches galt für die Inokulation mit *Glomus intraradices* in der zweiten Vegetationsperiode (2006). Hier waren an den Wurzeln vieler der auf Bauschutt gewachsenen Pflanzen deutlich höhere Mykorrhizierungsraten nachzuweisen. Hieraus kann geschlossen werden, dass bei anfangs mikrobiell wenig besiedelten Substraten wie Bauschutt eine Inokulation mit Mikroorganismen leichter zum Erfolg führt. Bei einem Mangel an Nährstoffen kann eine Inokulation auch das Wachstum verbessern. Auf Substraten mit einer dichten und diversen

Mikrobenbesiedlung dagegen ist die Etablierung von Inokulaten vergleichsweise schwierig, sofern nicht eine ökologische Nische besetzt werden kann.

Insgesamt konnten aus dem Haldenmaterial in der ersten Vegetationsperiode durch Mais durchschnittlich 3 mg Cs bzw. Sr aus jedem Lysimeter (pro m<sup>2</sup>) entzogen werden. Im Folgejahr ließen sich die Werte mit 14 mg Cs und 7 mg Sr deutlich verbessern. Die Sonnenblume erzielte 2005 im Haldenmaterial einen Entzug von 8 mg Cs und 10 mg Sr. Dieser verbesserte sich nicht im folgenden Jahr. Hier wurden durch Sonnenblume je 8 mg Cs und Sr pro Lysimeter entzogen. Diesen Werten stehen im Haldenmaterial mobile Substratgehalte von 5-9 mg/kg Cs bzw. 10-20 mg/kg Sr gegenüber.

Da im Bauschutt nur sehr geringe Mengen Cs von 1 mg/kg vorhanden waren, ließ sich nur ein unbedeutender Entzug feststellen. Beim Strontium wurde 2005 durch Mais ein Entzug von 3 mg pro Lysimeter erreicht, 2006 konnte der Wert auf 10 mg verbessert werden. Ebenso stieg der Entzug mittels Sonnenblume von 13 mg im Jahr 2005 auf 37 mg im Jahr 2006. Die mobilen Strontiumgehalte im Bauschutt betrugen 50-60 mg/kg.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass in Mischkultur angebaut wurde. Das heißt, bei Anbau einer Pflanzenart kann von einer doppelten Bestandsdichte und damit von einer doppelten Biomasseproduktion ausgegangen werden. Berechnet man so die Trockenmasseerträge pro Hektar ergeben sich auf Bauschutt für Mais 2006 13 t/ha und für Sonnenblume 11 t/ha. Dies sind Erträge, die mit denen des landwirtschaftlichen Anbaus vergleichbar sind. Auf Haldenmaterial errechnen sich so sogar 22 t/ha für Mais und 14 t/ha für die Sonnenblume (2005). Pro Liter Substrat wurde eine Dichte von 1,5 kg gemessen, damit ergibt sich eine Füllmenge von 1500 kg pro Lysimeter. Dies führt zu einer Dauer von 200 bis 500 Jahren, um die mobile Fraktion aus dem Lysimeter zu entfernen. Verteilt man dagegen das Material eines Lysimeters auf größerer Fläche ergibt sich bei geringerer Tiefe eine entsprechend kürzere Zeit. Eine weitere Steigerung des Entzugs kann durch zirkulierendes Sickerwasser erfolgen, da es infolge von Niederschlägen zu einer Abreicherung im oberen Bereich und gleichzeitiger Anreicherung im unteren des Substrates kommen kann. Durch Zugabe von Säuren oder Chelatoren (Zitronensäure, EDTA) kann für verschiedene Elemente ein höherer Entzug erreicht werden (Evangelou *et al.*, 2007), wenngleich Fuhrmann *et al.* (2005) für Cäsium und Strontium keine erhöhte Aufnahme feststellen konnten.

Abschließend lässt sich sagen, dass eine Dekontamination von mit Radionukliden belasteten Flächen möglich ist. Der Erfolg und die Machbarkeit hängen dabei von verschiedenen

Faktoren ab. Dazu zählt die Stärke der Kontamination, da ein Entzug nur sinnvoll ist, wenn der Großteil entzogen werden kann, bevor die Radionuklide zerfallen sind. Eine weitere große Rolle spielt die Speziation, da sich (bis zu einem Schwellenwert an dem die Aufnahme stagniert) umso mehr entziehen lässt, je mehr im Substrat in bioverfügbarer Form vorhanden ist. Weiterhin ist das Element entscheidend. So werden zum Beispiel Cäsium und Strontium im Gegensatz zu anderen Schwermetallen aufgrund ihrer Ähnlichkeit zu Kalium und Calcium sehr gut von der Pflanze aufgenommen. Die Aufnahme in die Pflanze wird auch vom anwesenden Kalium bzw. Calcium beeinflusst. Bei Bauschutt ist das größte Problem die Konditionierung des Substrates, da das Ausgangsmaterial meist nur in großen Blöcken vorhanden ist. Da die Kontaminationen oft nur oberflächennah sind, führt eine Zerkleinerung des Materials zur Schaffung neuer und damit unbelasteter Oberflächen. Dies führt insbesondere bei Cäsium und Strontium zu einer Art Verdünnung der Kontamination, da Bauschutt oft hohe Gehalte an stabilem Cäsium und vor allem Strontium sowie Kalium und Calcium aufweist, die um die Aufnahme in die Pflanze konkurrieren. Andere Einsatzgebiete wären Grünflächen, welche durch Freisetzung von Radioaktivität durch Reaktorstörfälle kontaminiert wurden oder durch Flutereignisse kontaminierte Auen, in denen sich oftmals Ackerbau angesiedelt hat. So hat ein Flutereignis im Bereich der Rhone zu weiträumigen Kontaminationen geführt, wenngleich diese in ihren Auswirkungen gering blieben (Eyrolle *et al.*, 2006). Auf diesen Flächen sind stabile Elemente von Cäsium, Strontium sowie Kalium und Calcium in weit geringerer Menge anwesend als dies im Bauschutt der Fall ist. Als letzter Schritt muss die Verwertung der anfallenden Biomasse geklärt werden. Eine Veraschung führt zur größten Volumenreduktion und somit zur größten Anreicherung von Radionukliden. Alternativ wäre eine Fermentation und Biogasgewinnung zu überlegen.

---

## Literaturverzeichnis

- Amoroso, M.J., Schubert, D., Mitscherlich, P., Schumann, P., and Kothe, E. (2000). Evidence for high affinity nickel transporter genes in heavy metal resistant *Streptomyces* spec. *Journal of Basic Microbiology* 40, 295-301.
- Angus, J.C., Lu, B., and Zappia, M.J. (1987). Potential-pH diagrams for complex systems. *Journal of Electrochemistry* 17, 1-21.
- Artursson, V., Finlay, R.D., and Jansson, J.K. (2006). Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and bacteria and their potential for stimulating plant growth. *Environmental Microbiology* 8, 1-10.
- Avery, S.V. (1995). Caesium accumulation by microorganisms: uptake mechanisms, cation competition, compartmentalization and toxicity. *Journal of Industrial Microbiology* 14, 76-84.
- Brundrett, M., Bougher, N., Dell, B., Grove, T., and Malajczuk, N. (1996). Working with Mycorrhizas in Forestry and Agriculture (Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research).
- Castellote, M., Andrade, C., and Alonso, C. (2002). Nondestructive Decontamination of Mortar and Concrete by Electro-Kinetic Methods: Application to the Extraction of Radioactive Heavy Metals. *Environmental Science and Technology* 36, 2256-2261.
- Chen, B., Roos, P., Borggaard, O.K., Zhu, Y.-G., and Jakobsen, I. (2005). Mycorrhiza and root hairs in barley enhance acquisition of phosphorus and uranium from phosphate rock but mycorrhiza decreases root to shoot uranium transfer. *New Phytologist* 165, 591-598.
- Chen, B., Roos, P., Zhu, Y.-G., and Jakobsen, I. (2008). Arbuscular mycorrhizas contribute to phytostabilization of uranium in uranium mining tailings. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 801-810.
- Cuiffo, L., Velasco, H., Belli, M., and Sansone, U. (2003). <sup>137</sup>Cs Soil-to-plant Transfer for Individual Species in a Semi-natural Grassland. Influence of Potassium Soil Content. *Journal of Radiation Research* 44, 277-283.

- Dakora, F.D., and Phillips, D.A. (2002). Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant and Soil* 245, 35-47.
- de Boulois, H.D., Delvaux, B., and Declerck, S. (2005). Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the root uptake and translocation of radiocaesium. *Environmental Pollution* 134, 515-524.
- Duangmal, K., Ward, A.C., and Goodfellow, M. (2005). Selective isolation of members of the *Streptomyces violaceoruber* clade from soil. *FEMS Microbiology Letters* 245, 321-327.
- Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K.C., and Ensley, B. (1997). Removal of Uranium from Water Using Terrestrial Plants. *Environmental Science and Technology* 31, 3468-3474.
- Dushenkov, S., Mikheev, A., Prokhnovsky, A., Ruchko, M., and Sorochinsky, B. (1999). Phytoremediation of Radiocesium-Contaminated Soil in the Vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environmental Science and Technology* 33, 469-475.
- Eapen, S., Singh, S., Thorat, V., Kaushik, C.P., Raj, K., and D'Souza, S.F. (2006). Phytoremediation of radiostrontium ( $^{90}\text{Sr}$ ) and radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) using giant milky weed (*Calotropis gigantea* R.Br.) plants. *Chemosphere* 65, 2071-2073.
- Ebbs, S.D., Brady, D.J., and Kochian, L.V. (1998). Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants. *Journal of Experimental Botany* 49, 1183-1190.
- Entry, J.A., and Watrud, L.S. (1998). Potential Remediation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  contaminated Soil by Accumulation in Alamo Switchgrass. *Water, Air, and Soil Pollution* 104, 339-352.
- Entry, J.A., Watrud, L.S., and Reeves, M. (1999). Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi. *Environmental Pollution* 104, 449-457.
- Entry, J.A., Watrud, L.S., and Reeves, M. (2001). Influence of Organic Amendments on the Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  Contaminated Soil by Three Grass Species. *Water, Air, and Soil Pollution* 126, 385-398.



- Evangelou, M.W.H., Ebel, M., and Schaeffer, A. (2007). Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. *Chemosphere* 68, 989-1003.
- Eyrolle, F., Duffa, C., Antonelli, C., Rolland, B., and Leprieur, F. (2006). Radiological consequences of the extreme flooding on the lower course of the Rhone valley (December 2003, South East France). *Science of the Total Environment* 366, 427-438.
- Feltcorn, E., Agency, U.S.E.P., and Division, O.o.R.a.I.A.R.P. (2006). Technology Reference Guide for Radiologically Contaminated Surfaces. *EPA-402-R-06-003*, 1-132.
- Fuhrmann, M., and Lanzirotti, A. (2005). <sup>241</sup>Am, <sup>137</sup>Cs, Sr and Pb uptake by tobacco as influenced by application of Fe chelators to soil. *Journal of Environmental Radioactivity* 82, 33-50.
- Fuhrmann, M., Lasat, M., Ebbs, S., Cornish, J., and Kochian, L. (2003). Uptake and Release of Cesium-137 by Five Plant Species as Influenced by Soil Amendments in Field Experiments. *Journal of Environmental Quality* 32, 2272-2279.
- Fuhrmann, M., Lasat, M.M., Ebbs, S.D., Kochian, L.V., and Cornish, J. (2002). Plant and Environment Interactions - Uptake of Cesium-137 and Strontium-90 from Contaminated Soil by Three Plant Species; Application to phytoremediation. *Journal of Environmental Quality* 31, 904-909.
- Gommers, A., Gäfvert, T., Smolders, E., Merckx, R., and Vandenhove, H. (2005). Radiocaesium soil-to-wood transfer in commercial willow short rotation coppice on contaminated farm land. *Journal of Environmental Radioactivity* 78, 267-287.
- Green, C., and Hoffnagle, A. (2004). Phytoremediation Field Studies DAtabase for Chlorinated Solvents, Pesticides, Explosives and Metals. U.S.EPA Report, 1-163.
- Gyuricza, V., de Boulois, H.D., and Declerck, S. (*in press*). Effect of potassium and phosphorus on the transport of radiocesium by arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Environmental Radioactivity* (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.002>).
- Hildebrandt, U., Ouziad, F., Marner, F.-J., and Bothe, H. (2006). The bacterium *Paenibacillus validus* stimulates growth of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* up to the formation offertile spores. *FEMS Microbiology Letters* 254, 258-267.

- Hutchins, M.E., and Vaughan, B.E. (1967). Relation Between Calcium and Strontium Transport Rates as Determined Simultaneously in Isolated Segments of the Primary Root of *Zea mays*. *Plant Physiology* 42, 644-650.
- Jin, H., Pfeiffer, P.E., Douds, D.D., Piotrowski, E., Lammers, P.J., and Shachar-Hill, Y. (2005). The uptake, metabolism, transport and transfer of nitrogen in an arbuscular mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist* 168, 687-696.
- Joner, E.J., Ravnskov, S., and Jakobsen, I. (2000). Arbuscular mycorrhizal phosphate transport under monoxenic conditions using radio-labelled inorganic and organic phosphate. *Biotechnology Letters* 22, 1705-1708.
- Joner, E.J., Roos, P., Jansa, J., Frossard, E., Leyval, C., and Jakobsen, I. (2004). No Significant Contribution of Arbuscular Mycorrhizal Fungi to Transfer of Radiocesium from Soil to Plants. *Applied and Environmental Microbiology* 70, 6512-6517.
- Karasawa, T., Kasahara, Y., and Takebe, M. (2001). Variable response of growth and arbuscular mycorrhizal colonization of maize plants to preceding crops in various types of soils. *Biology and Fertility of Soils* 33, 286-293.
- Kartosentono, S., Nuraida, A., Indrayanto, G., and Zaini, N.C. (2001). Phytoremediation of  $\text{Sr}^{2+}$  and its influence on the growth,  $\text{Ca}^{2+}$  and selenic acid content of shoot cultures of *Solanum laciniatum*. *Biotechnology Letters* 23, 153-155.
- Kornberg, A., Rao, N.N., and Ault-Riché, D. (1999). Inorganic Polyphosphate: A Molecule of Many Functions. *Annual Review of Biochemistry* 68, 89-125.
- Küster, E. (1959). Outline of a comparative study of criteria used in Stackebrandt E., Rainey F.A. and Rainey N.L. 1997. Proposal for a characterization of the actinomycetes. *Int. Bull. Bact. Nomen. Tax.* 9, 97-104.
- Mastel, K. (2006). Möglichkeiten und Grenzen der Düngung mit Gärresten aus der Biogasanlage. Landesanstalt für Pflanzenbau, Forchheim; jetzt LTZ Augustenberg *Workshop "Pflanzliche Rohstoffe zur energetischen Nutzung: Bereitstellung und Anforderungen"*.
- McGonigle, T.P., Miller, M.H., Evans, D.G., Fairchild, G.L., and Swan, J.A. (1990). A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 115, 495-501.

- O'Connor, C.S., Lepp, N.W., Edwards, R., and Sunderland, G. (2003). The Combined Use of Electrokinetic Remediation and Phytoremediation to Decontaminate Metal-Polluted Soils: A Laboratory-Scale Feasibility Study. *Environmental Monitoring and Assessment* 84, 141-158.
- Petr Soudek, Valenová, S., Vavříková, Z., and Vanek, T. (2006). <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 88, 236-250.
- Pilon-Smith, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56, 15-39.
- Putyatin, Y.V., Seraya, T.M., Petrykevich, O.M., and Howard, B.J. (2006). Comparison of the accumulation of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr by six spring wheat varieties. *Radiation and Environmental Biophysics* 44, 289-298.
- Qi, Z., Hampton, C.R., Shin, R., Barkla, B.J., White, P.J., and Schachtman, D.P. (2008). The high affinity K<sup>+</sup> transporter AtHAK5 plays a physiological role in planta at very low K<sup>+</sup> concentrations and provides a caesium uptake pathway in Arabidopsis. *Journal of Experimental Botany* 59, 595-607.
- Roberts, L.A., Pierson, A.J., Panaviene, Z., and Walker, E.L. (2004). Yellow Stripe1. Expanded Roles for the Maize Iron-Phytosiderophore Transporter. *Plant Physiology* 135, 112-120.
- Römheld, V. (1987). Different strategies for iron acquisition in higher plants. *Physiologia Plantarum* 70, 231-234.
- Schimmack, W., Zimmermann, G., Sommer, M., Dietl, F., Schultz, W., and Paretzke, H.G. (2004). Soil-to-grain transfer of fallout <sup>137</sup>Cs for 28 winter wheat cultivars as observed in field experiments. *Radiation and Environmental Biophysics* 42, 275-284.
- Schippers, A., Bosecker, K., Willscher, S., Spröer, C., Schumann, P., and Kroppenstedt, R.M. (2002). *Nocardiopsis metallica* sp. nov., a metalleaching actinomycete isolated from an alkaline slag dump. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 52, 2291-2295.
- Singh, S., Eapen, S., Thorat, V., Kaushik, C.P., Raj, K., and D'Souza, S.F. (2008). Phytoremediation of <sup>137</sup>cesium and <sup>90</sup>strontium from solutions and low-level nuclear waste by *Vetiveria zizanoides*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69, 306-311.

- Smolders, E., Van den Brande, K., and Merckx, R. (1997). Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and K in Soil Solution Predict the Plant Availability of  $^{137}\text{Cs}$  in Soils Environmental Science and Technology 31, 3432-3438.
- Vierheilig, H., Coughlan, A.P., Wyss, U., and Piché, Y. (1998). Ink and Vinegar, a Simple Staining Technique for Arbuscular-Mycorrhizal Fungi. Applied and Environmental Microbiology 64, 5004-5007.
- Wang, S., Zhang, S., Shan, X., and Mu, H. (2005). Phyto-availability and speciation change of heavy metals in soils amended with lignin as micro-fertilizer. Science in China Ser. C Life Sciences 48, 142-149.
- Wendling, L.A., Harsh, J.B., Ward, T.E., Palmer, C.D., Hamilton, M.A., Boyle, J.S., and Flury, M. (2005). Cesium Desorption from Illite as Affected by Exudates from Rhizosphere Bacteria. Environmental Science and Technology 39, 4505-4512.
- White, P.J., and Broadley, M.R. (2000). Mechanisms of caesium uptake by plants. New Phytologist 147, 241-256.
- Willscher, S., and Bosecker, K. (2003). Studies on the leaching behaviour of heterotrophic microorganisms isolated from an alkaline slag dump. Hydrometallurgy 71, 257-264.
- Zeien, H., and Brümmer, G.W. (1989). Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59, 505-510.
- Zhu, Y.-G., Shaw, G., Nisbet, A.F., and Wilkins, B.T. (2000). Effect of potassium (K) supply on the uptake of  $^{137}\text{Cs}$  by spring wheat (*Triticum aestivum* cv. Tonic): a lysimeter study. Radiation and Environmental Biophysics 39, 283-290.

## Danksagung

An erster Stelle möchte ich Prof. Erika Kothe für die Überlassung des Themas sowie die liebe Betreuung, über die Jahre hinweg herzlich danken. Insbesondere dafür, dass sie mir als Geologen die Möglichkeit gegeben hat, mich in dieses mir vorher weitgehend unbekannte Feld der „belebten“ Wissenschaft einzuarbeiten und mir bei der Bearbeitung des Themas einen großen Freiraum zukommen ließ.

Prof. Georg Büchel danke ich für die wertvollen Anregungen über den gesamten Zeitraum der Arbeit hinweg sowie für die Übernahme des Zweitgutachtens dieser Arbeit.

Prof. Hans Bergmann danke ich für die Anregungen und Diskussionen, wenn es um das Thema Pflanzenernährung ging.

Ein weiterer Dank für die gute Zusammenarbeit gilt den Mitarbeitern der WISUTEC GmbH, welche ein stetes Interesse am Thema zeigten und uns besonders auf technischer Seite sehr unterstützt haben. Ganz besonders möchte ich mich bei Anja Zellmer und Peter Hallbauer für die Unterstützung bei der Planung und Betreuung der Lysimeterversuche bedanken. Herrn Dullies und seinem Laborteam sei für die Anfertigung der sequentiellen Extraktionen und Pflanzenaufschlüsse sowie weiterer Analysen gedankt.

Ein Dankeschön geht an die Mitarbeiter des Instituts für Geowissenschaften Dr. Dirk Merten, Gerit Weinzierl und Ines Kamp für die Analysen der Pflanzenaufschlüsse und sequentiellen Extraktionen.

In der Hoffnung durch die Handhabung der vielen Erd- und Wurzelproben im Labor nicht zu viele Kontaminationen verursacht zu haben, danke ich der gesamten Arbeitsgruppe der Phytopathologie für ihre Nachsicht und Hilfsbereitschaft im Umgang mit einem artfremden Kollegen wie mir.

Ganz herzlich möchte ich Katrin dafür danken, dass sie mir insbesondere in der Anfangsphase beim Einstieg in viele biologische Arbeitsweisen geholfen hat und Götz und Daniela für die fachliche wie mentale Unterstützung, die ich während unserer mir in steter Erinnerung bleibender Mittagessen erhalten durfte.

Ein großes Dankeschön geht auch an meine Familie, besonders an meine Frau Kathrin, die durch ihre fortwährenden Aufmunterungen und ihre Korrekturtätigkeit an dem Text dieser Arbeit zum Gelingen beigetragen hat.

## **Eidesstattliche Erklärung**

Hiermit versichere ich, die vorliegende Arbeit selbständig, ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der von mir angegebenen Quellen angefertigt zu haben. Alle aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche gekennzeichnet. Die Arbeit wurde noch keiner Prüfungsbehörde in gleicher oder ähnlicher Form vorgelegt.

Jena, .....

Lars Zeggel